



Universidade Federal de São Paulo
Campus Baixada Santista

**TRATAMENTOS PARA O MELHOR APROVEITAMENTO DA VINHAÇA E A
RECUPERAÇÃO DE ENERGIA: UMA REVISÃO SISTEMÁTICA**

Vitor Paschoal Guanaes de Campos

Orientador: Prof. Dr. Eduardo Delloso Penteadó

SANTOS – SP

2022

Universidade Federal de São Paulo
Campus Baixada Santista

**TRATAMENTOS PARA O MELHOR APROVEITAMENTO DA VINHAÇA E A
RECUPERAÇÃO DE ENERGIA: UMA REVISÃO SISTEMÁTICA**

Dissertação de mestrado apresentada
ao Programa de Pós-Graduação em
Bioprodutos e Bioprocessos da
Universidade Federal de São Paulo
como parte dos requisitos para a
obtenção do título de mestre.

Mestrando: Vitor Paschoal Guanaes de Campos

Orientador: Prof. Dr. Eduardo Delloso Penteado

SANTOS – SP

2022

Ficha catalográfica elaborada por sistema automatizado
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

C198tt Campos, Vitor.
TRATAMENTOS PARA O MELHOR APROVEITAMENTO DA
VINHAÇA E A RECUPERAÇÃO DE ENERGIA: UMA REVISÃO
SISTEMÁTICA. / Vitor Campos; Orientador Eduardo
Penteado. -- Santos, 2022.
130 p. ; 30cm

Dissertação (Mestrado - Pós-Graduação em Bioprodutos
e Bioprocessos) -- Instituto Saúde e Sociedade,
Instituto do Mar, Universidade Federal de São Paulo,
2022.

1. Vinhaça. 2. Tratamento de água residuária. 3.
Digestão anaeróbia. 4. Tratamento biológico. 5.
Tratamento físico-químico. I. Penteado, Eduardo,
Orient. II. Título.

CDD 660.6

AGRADECIMENTO

À minha família, meus pais Eduardo e Claudia e meu irmão Lucas, que sempre me apoiaram e ajudaram em qualquer decisão tomada em todo mestrado, sempre me incentivando. À Bruna, que além de meu grande amor, é uma excelente cientista, sempre me ajudando, apoiando e acreditando em mim até mesmo quando nem eu acreditava.

Agradeço ao meu orientador Professor Doutor Eduardo Delloso Penteado, que além de me orientar no mestrado, também me orientou no trabalho de conclusão de curso da graduação estando comigo por todo esse tempo. Agradeço pela paciência em inúmeras dúvidas e desafios, e por todo conhecimento que me proporcionou durante todos esses anos.

À Universidade Federal de São Paulo, pela oportunidade da realização desse trabalho, à todos os professores presentes na minha trajetória, aos professores Andrea Komesu e Anthony Andrey Ramalho Diniz pelas sugestões no exame de qualificação, e à todos aqueles que me apoiaram e auxiliaram de alguma maneira na realização deste trabalho.

RESUMO

Em virtude das mudanças climáticas a nível mundial e da diminuição de oferta de combustíveis fósseis como fonte de energia, cada vez mais recursos renováveis estão sendo utilizados, como o bioetanol produzido a partir da cana-de-açúcar. No entanto, essa produção gera resíduos, como a vinhaça, sendo uma água residuária que possui alta carga orgânica, apresentando um potencial poluidor cerca de 100 vezes maior que o esgoto doméstico. Estima-se que para cada litro de álcool obtido é gerado em média 12 a 15 litros de vinhaça. Portanto, existe uma grande necessidade para o tratamento da vinhaça, já que grande parte é devolvida ao solo como fertirrigação, podendo ocorrer complicações se realizada sem tratamento. Deste modo, é necessário estudar as melhores medidas para o seu tratamento. Assim, o objetivo deste trabalho foi realizar uma revisão sistemática, a fim de demonstrar o avanço das pesquisas científicas sobre os tratamentos e usos mais empregados para a vinhaça, evidenciando a evolução desse cenário até os dias atuais. A partir de uma revisão sistemática, foram selecionados 38 estudos, sendo 9 sobre digestão anaeróbia e produção de biogás e 13 sobre outros tratamentos biológicos utilizando fungos, bactérias, microalgas ou plantas e 16 sobre tratamentos físico-químicos. Como resultado da revisão sistemática foi observado que para remoção de matéria orgânica o melhor tipo de reator é o biorreator de membrana anaeróbia (AnMBR). Outra boa alternativa é a separação de fases, onde um reator realiza a acidogênese e acetogênese, e outro a metanogênese, melhorando a recuperação de energia em comparação com um reator único. Em comparação com a digestão anaeróbia, o uso de outros tratamentos biológicos para o tratamento da vinhaça mostra que a eficiência de remoção de matéria orgânica é menor, porém trata-se de um tratamento mais simples. Esse tipo de tratamento aliado a técnicas físico-químicas pode ter uma eficiência melhor, já que uma etapa prévia auxilia na posterior ação dos micro-organismos no tratamento da vinhaça. Os tratamentos físico-químicos demonstraram ser eficientes para remoção de cor e turbidez, além de serem essenciais para remover compostos recalcitrantes, auxiliando um posterior tratamento biológico. Esta revisão permitiu concluir que a vinhaça deve ser tratada e pode ser reutilizada em diversas oportunidades como para produção de bioenergia através da produção do biogás, além do uso apenas como fertirrigação, já que esta pode ser considerada uma perda de energia, que poderia se tornar outra fonte de economia.

Palavras chaves: Tratamento de água residuária, Digestão anaeróbia, tratamento biológico, tratamento físico-químico.

ABSTRACT

Due to global climate change, in addition to the decrease of fossil fuels as an energy source, more and more renewable resources are being used, such as bioethanol produced from sugarcane. However, this production generates residues, such as vinasse, being a wastewater that has a high organic load, presenting a polluting potential about 100 times greater than domestic sewage. It is estimated that for each liter of alcohol obtained, an average of 12 to 15 liters of vinasse is generated. There is a great need for the treatment of vinasse, since much of it is returned to the soil as fertigation, and complications can occur if carried out without treatment. Thus, it is necessary to study the best measures for its treatment. Thus, the objective of this work was to carry out a systematic review in order to demonstrate the scientific research on the most used treatments and uses for vinasse, showing the evolution of this scenario until the present day. From a systematic review, 38 studies were selected, 9 on anaerobic digestion and biogas production and 13 on biological treatment using fungi, bacteria, microalgae or plants and 16 on physicochemical treatments. It was observed that for the removal of organic matter the best type of reactor is the anaerobic membrane bioreactor (AnMBR). Another good alternative is phase separation, where one reactor performs acidogenesis and acetogenesis, and the other performs methanogenesis, improving energy recovery compared to a single reactor. In comparison with anaerobic digestion, the use of fungi, bacteria, microalgae or plants for the treatment of vinasse shows that the efficiency of removal of organic matter is lower, but it is a simpler treatment. This type of treatment combined with physicochemical techniques can have a better efficiency, since a previous step helps in the subsequent action of microorganisms in the treatment of vinasse. Physicochemical treatments proved to be efficient for color and turbidity removal, in addition to being essential to remove recalcitrant compounds, helping a subsequent biological treatment. This review allowed us to conclude that vinasse must be treated and can be reused in several opportunities, such as for bioenergy production through biogas production, in addition to being used only as fertigation, since this can be considered a waste of energy, which could become another source of savings.

Keywords: Wastewater treatment, Anaerobic digestion, biological treatment, physicochemical treatment.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Diagrama de blocos do processo de produção do etanol e açúcar a partir da cana-de-açúcar.	6
Figura 2: Produtos e subprodutos da cana-de-açúcar.	10
Figura 3: Digestão anaeróbia da matéria orgânica.....	15
Figura 4: Estratégia de busca da revisão sistemática.	42
Figura 5: Resultados da estratégia de busca da revisão sistemática.....	46
Figura 6: Resultados da estratégia de busca da revisão sistemática.....	47
Figura 7: Quantidade de reatores utilizados para a digestão anaeróbia e produção de biogás e os respectivos substratos geradores da vinhaça.	50
Figura 8: Relação entre eficiência energética e remoção de DQO e os reatores utilizados para a digestão anaeróbia e produção de biogás.	52
Figura 9: Relação entre as temperaturas utilizadas e os reatores utilizados para a digestão anaeróbia e produção de biogás.	55
Figura 10: Relação entre eficiência energética e remoção de DQO e as temperaturas utilizados para a digestão anaeróbia e produção de biogás.	56
Figura 11: Quantidade de tratamentos utilizando fungos, bactérias, microalgas ou plantas para o tratamento da vinhaça relacionando com o substrato gerador da vinhaça.....	60
Figura 12: Relação entre remoção de DQO e os outros tratamentos biológicos utilizando fungos, bactérias, microalgas ou plantas para o tratamento da vinhaça.....	61
Figura 13: Resultados da estratégia de busca da revisão sistemática para os tratamentos físico-químicos.....	64
Figura 14: Relação entre remoção de DQO e os diferentes tratamentos físico-químicos.....	67

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Produção anual de cana-de-açúcar.....	7
Tabela 2: Caracterização da vinhaça com diferentes origens.	9
Tabela 3: Etapas da revisão sistemática segundo a Cochrane Collaboration. .	40
Tabela 4: Critérios para análise de risco de viés	45
Tabela 5: Composição da vinhaça dos artigos selecionados com foco em tratamento utilizando digestão anaeróbia e produção de biogás.	48
Tabela 6: Caracterização dos diferentes tratamentos utilizando reatores.	53
Tabela 7: Composição da vinhaça dos artigos selecionados com tema de outros tratamentos (fungos, bactérias, microalgas e plantas).	57
Tabela 8: Caracterização dos outros tratamentos biológicos utilizando fungos, bactérias, microalgas ou plantas para o tratamento da vinhaça.....	61
Tabela 9: Composição da vinhaça dos artigos selecionados com foco em tratamento utilizando processos físico-químicos	65
Tabela 10: Caracterização dos diferentes tratamentos utilizando tratamentos físico-químicos	68
Tabela 11: Respostas dos critérios para análise de risco de viés	74

LISTA DE SIGLAS

AFBR	“Anaerobic fluidized bed reactor”
AFBR-A	“Acidogenic anaerobic fluidized bed reactor”
AFBR-M	“Methanogenic anaerobic fluidized bed reactor”
AFBR-S	“Sequential anaerobic fluidized bed reactor”
AGV	Ácidos graxos voláteis
ANA	Agência nacional de águas
ANMBR	“Anaerobic membrane bioreactor”
APBR	“Anaerobic packed fluidized bed reactor”
ASTBR	“Anaerobic structured-bed reactor”
C	Coagulação
CA	Carvão ativado
Ca	Cálcio
Ca(OH) ₂	Hidróxido de cálcio
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CH ₄	Metano
Cl ⁻	Cloretos
COT	Carbono orgânico total
CSTR	“Continuous Stirred-tank reactor”
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DQO	Demanda química de oxigênio
EF	Eletro-fenton
EO	Eletro-oxidação
FAO	“Food and Agriculture Organization of the United Nations”
FBR	“Fast breeder reactor”
Fe	Ferro
H ₂ O ₂	Peroxido de hidrogênio
H ₂ SO ₄	Ácido sulfúrico
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

K	Potássio
K ₂ SO ₄	Sulfato de potássio
L	Litro
MAPA	Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
MF	Microfiltração
Mg	Magnésio
mg	Miligrama
N	Nitrogênio
Na	Sódio
NaCl	Cloreto de sódio
NaOH	Hidróxido de sódio
NF	Nanofiltração
NH ⁴⁺	Nitrogênio amoniacal
NT	Nitrogênio total
O ₃	Ozônio
OH-	Radical hidroxila
P	Fósforo
POA	Processo oxidativo avançado
POA-E	Processo oxidativo avançado assistido eletroquimicamente
P-PO ₄	Fosfatos
SO ₄ ²⁻	Sulfatos
TiO ₂	Dióxido de titânio
UASB	“Upflow anaerobic sludge blanket”
UF	Ultrafiltração
ÚNICA	União da indústria da cana-de-açúcar
US	Ultrassom de potência
UV	Radiação ultravioleta
V	Volts

SUMÁRIO

1. Introdução.....	1
2. Objetivo.....	4
2.1. Hipótese.....	4
2.2. Objetivo Geral.....	4
2.3. Objetivos específicos.....	4
3. Revisão Bibliográfica.....	5
3.1. Cana-de-açúcar e sua importância econômica.....	5
3.2. Características gerais e propriedades da vinhaça.....	8
3.3. Usos e tratamentos para a vinhaça.....	10
3.3.1. Fertirrigação.....	11
3.3.2. Digestão anaeróbia.....	13
3.4. Reatores anaeróbios.....	16
3.4.1. Reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB) .	16
3.4.2. UASB Bioeletroquímico.....	18
3.4.3. Biorreatores de membrana anaeróbia (AnMBR).....	19
3.4.4. Reator anaeróbio de leito fixo (APBR).....	21
3.4.5. Reator anaeróbio de leito fluidizado (AFBR).....	22
3.5. Outros tratamentos biológicos (fungos, bactérias, microalgas ou plantas).....	24
3.6. Tratamentos Físico-químicos.....	26
3.6.1. Processos oxidativos avançados (POAs).....	27
3.6.1.1. Ozonização.....	28
3.6.1.2. Fenton e Foto-fenton.....	29
3.6.1.3. Fotocatálise Heterogênia.....	30
3.6.2. Processos oxidativos avançados assistidos eletroquimicamente (POAs-E).....	31
3.6.2.1. Eletro-fenton.....	31
3.6.2.2. Eletro-oxidação.....	32
3.6.3. Sistemas eletroquímicos.....	33
3.6.3.1. Eletrodialise.....	33
3.6.3.2. Eletrocoagulação.....	34
3.6.4. Sistemas de concentração.....	35
3.6.4.1. Filtração.....	35

3.6.4.2.	Coagulação/floculação e precipitação.....	37
3.6.4.3.	Osmose direta, osmose reversa e destilação por membrana	38
3.6.4.4.	Evaporação.....	39
3.7.	Revisão sistemática	39
3.8.	Considerações finais sobre o estado da arte	41
4.	Material e métodos	42
4.1.	Estratégia de busca.....	42
4.2.	Critérios de elegibilidade e extração de dados.....	43
4.3.	Análise de risco de viés.....	44
5.	Resultados e discussão	46
5.1.	Seleção de estudos.....	46
5.2.	Tratamentos biológicos	47
5.2.1.	Digestão anaeróbia e produção de biogás	47
5.2.1.1.	Influência do tipo de configuração na remoção de matéria orgânica e eficiência energética	50
5.2.1.2.	Influência da temperatura de operação na remoção de matéria orgânica e eficiência energética	55
5.2.2.	Outros tratamentos biológicos (fungos, bactérias, microalgas e plantas).....	57
5.2.2.1.	Influência do tipo de tratamento na remoção de matéria orgânica.....	59
5.3.	Tratamentos físico-químicos	64
5.3.1.	Influência do tipo de tratamento.....	66
5.4.	Análise de risco de viés.....	73
6.	Considerações finais.....	75
7.	Conclusão.....	77
8.	Referências.....	78

1. Introdução

Há muitos anos, as fontes de energia mais utilizadas no mundo são os combustíveis fósseis (aproximadamente 85% da atual demanda global) principalmente na produção, aquecimento e transporte (Agbulut e Saridemir, 2021). No entanto, questões relacionadas ao crescente consumo de energia desse tipo de combustível, como o fim dos recursos energéticos utilizados e as mudanças climáticas a nível mundial, estão atualmente em alta (Rittmann, 2008). Esses problemas podem ser solucionados com a geração de energia a partir de recursos renováveis (Charters, 2001). Para aumentar o desenvolvimento sustentável, o Conselho Mundial de Energia e a Comissão das Nações Unidas para o Desenvolvimento Sustentável insistiu na necessidade de uma energia renovável, acessível e limpa (Agoramoorthy e Hsu, 2008). Portanto, uma potencial alternativa que pode substituir os combustíveis fósseis é o bioetanol (De Oliveira *et al.*, 2013), porém existem problemas associados à sua produção, como a geração e o tratamento da água residuária (vinhaça) (Hadavifar *et al.*, 2010).

A obtenção da vinhaça se dá por meio de sólidos solúveis de beterraba, cana-de-açúcar, sorgo, uva, agave, entre outras matérias primas, onde suas propriedades vão depender, principalmente, das matérias primas utilizadas e das condições operacionais empregadas (Christofoletti *et al.*, 2013; España-gamboa *et al.*, 2012; Nogueira *et al.*, 2015; Syaichurrozi, 2016; Wilkie *et al.*, 2000). De acordo com Parsaee *et al.* (2019) e Dos Santos *et al.* (2013), a vinhaça é uma água residuária carregada e resistente, apresentando pH ácido, coloração escura e alta demanda química de oxigênio (DQO).

Os principais componentes da vinhaça são água, matéria orgânica com açúcares não fermentados no melaço (glicose e frutose), produtos fermentados que não podem ser separados durante a destilação (glicerol e ácidos orgânicos), e parte de leveduras que não podem ser separadas industrialmente, além dos sólidos insolúveis inorgânicos. De acordo com Dos Santos *et al.*, (2013), a maior fonte de poluição na produção do bioetanol está associada à geração da vinhaça onde, para cada litro de álcool obtido, uma média de 12 a 15 litros de vinhaça é originada. Associado a isso, estima-se que

em 2019 foram produzidos 588 bilhões de litros de vinhaça no Brasil (Fernandes *et al.*, 2017).

Deste modo, torna-se necessário adotar medidas que visem o tratamento da vinhaça, já que a sua produção se encontra em crescimento e, além disso, é uma água residuária que pode causar um grande impacto ambiental por apresentar potencial poluidor cerca de 100 vezes maior que esgoto doméstico, por causa do seu alto teor de matéria orgânica, baixo pH, alta corrosividade e altos índices de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), sendo considerada muito nociva a fauna e flora (Freire e Cortez, 2000).

Especialmente, no Brasil, a geração da vinhaça está diretamente relacionada à produção do bioetanol a partir do processamento da cana-de-açúcar, já que este é responsável por produzir aproximadamente metade do bioetanol de todo o mundo (Pedro-Escher *et al.*, 2016). As características específicas da vinhaça brasileira variam de acordo com o melaço utilizado, o tipo de fermentação e destilação aplicada e a maturidade da cana-de-açúcar empregada na indústria sucroalcooleira (López e Borzacconi, 2011; Moraes *et al.*, 2015; Reis e Hu, 2017).

Quase toda vinhaça produzida no Brasil é reutilizada como fertilizante, porém isso pode prejudicar o meio ambiente além de desperdiçar o potencial que a vinhaça tem para geração de energia por meio da produção de bioenergia (biogás e bioeletricidade) (Marafon *et al.*, 2019). Existem diversos tratamentos físico-químicos e biológicos que conseguem reduzir a toxicidade da vinhaça degradando os compostos orgânicos, enquanto os processos físico-químicos oxidam a matéria orgânica, os processos biológicos degradam a matéria orgânica em processos aeróbios e anaeróbios (Botelho *et al.*, 2012). O desenvolvimento de biorrefinarias para recuperação de recursos está em alta para obtenção de energia e de recursos de uma forma mais sustentável e, no caso da vinhaça, pode-se recuperar água, nutrientes e energia (Peiter, 2018).

Assim, o objetivo do presente trabalho consiste em evidenciar as pesquisas científicas sobre vinhaça, através de uma revisão sistemática, destacando os tratamentos e usos mais empregados, evidenciando o

crescimento desse cenário nos dias atuais, colaborando para futuros trabalhos a serem desenvolvidos.

2. Objetivo

2.1. Hipótese

A hipótese deste trabalho é que existem muitos tratamentos possíveis e deve-se ter um que associe o melhor tratamento da vinhaça à recuperação da energia.

2.2. Objetivo Geral

Evidenciar as pesquisas científicas sobre vinhaça, destacando os tratamentos e usos mais empregados, evidenciando a evolução desse cenário até os dias atuais.

2.3. Objetivos específicos

- Avaliar a influência do tipo de configuração de reatores e a temperatura na remoção da matéria orgânica e eficiência energética no tratamento da vinhaça;
- Comparar os diferentes tipos de tratamentos biológicos relacionando o tipo de tratamento com a remoção da matéria orgânica;
- Comparar os diferentes tipos de tratamentos físico-químicos relacionando o tipo de tratamento com a remoção da matéria orgânica.

3. Revisão Bibliográfica

3.1. Cana-de-açúcar e sua importância econômica

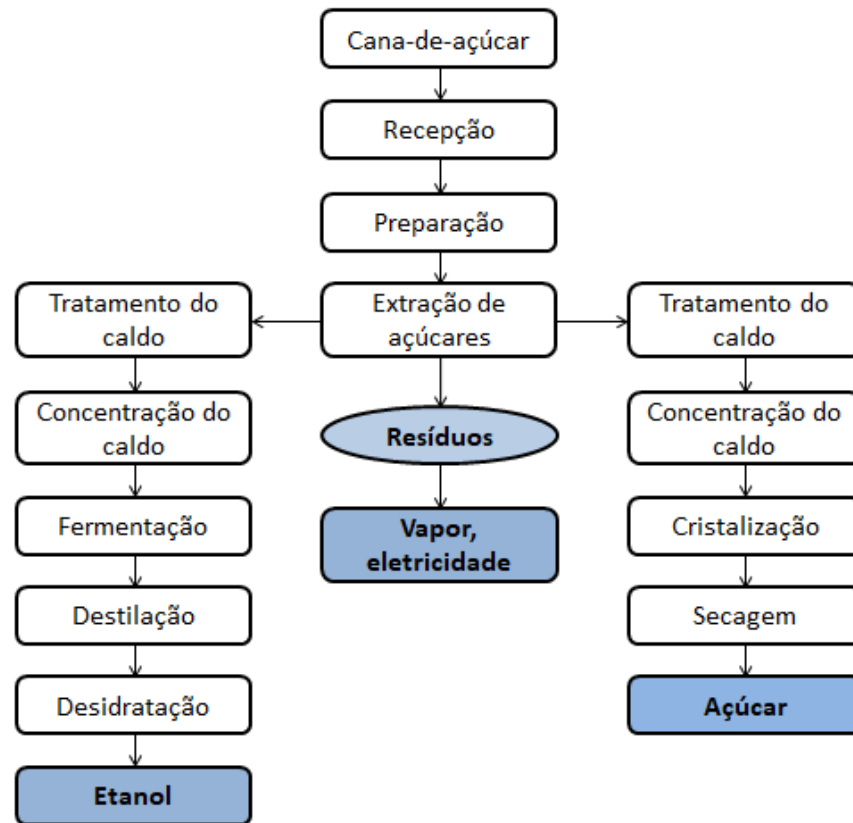
A cana-de-açúcar é uma planta monocotiledônea da família *Poacea* e gênero *Saccharum*, com origem na Ilha de Papua, na Nova Guiné. Suas principais características são inflorescências do tipo panícula ramificada, crescimento do caule em colmos, folhas com lâminas de sílica em suas bordas e bainhas abertas, e seu desenvolvimento em touceiras (Miranda e Jhonston, 2008; Jadoski *et al.*, 2011)

A cana-de-açúcar possui um grande armazenamento de sacarose em seus tecidos (Tejera *et al.*, 2007). Alguns fatores como temperatura, luz, disponibilidade de água e nutrientes, manejo da cultura e variedade plantada podem interferir na produção e na maturação da cana-de-açúcar (Cesar *et al.*, 1987; Maule *et al.*, 2001). Marques *et al.* (2001) relataram que a cana-de-açúcar é constituída de 8 a 18% de fibras e 86 a 92% de caldo, sendo que 75 a 82% do caldo é composto de água e de 18 a 25% de sólidos solúveis, sendo esses divididos em entre 15,5 a 27% de açúcares e entre 1 a 2,5% de impurezas.

O uso da cana-de-açúcar é uma das mais antigas atividades produtivas no Brasil, sendo de enorme importância para a economia do país, pela sua grande área cultivada e pela geração de produtos essenciais, como açúcar e etanol (Figura 1), trazendo vantagens para a população, além de empregos e avanços tecnológicos (Moreira, 2008; Silva *et al.*, 2003). O começo do cultivo de cana-de-açúcar no Brasil aconteceu há quase cinco séculos, por Martin Afonso, dando início a uma das principais atividades econômicas do país. A partir do século XX, com a crise do petróleo, foi necessário encontrar alternativas de fontes de energia, ocorrendo um grande aumento na produção de álcool combustível. Em 1975, o governo brasileiro criou o Programa Nacional do Álcool (Proálcool), tendo como principal objetivo usar o álcool como combustível veicular para mitigar a possibilidade de esgotamento de combustíveis fósseis, e pela necessidade de utilizar uma energia limpa e renovável (Carvalho *et al.*, 2013). Em 2005, por conta da adoção de veículos *flex-fuel* no Brasil, ocorreu um grande crescimento do cultivo de cana-de-

açúcar para produção de etanol, trazendo benefícios ambientais e socioeconômicos (Antunes *et al.* 2019)

Figura 1: Diagrama de blocos do processo de produção do etanol e açúcar a partir da cana-de-açúcar.



Fonte: Adaptado de DIAS *et al.* (2015)

O etanol é produzido a partir de vias fermentativas de vegetais ricos em açúcar, podendo ser através da cana-de-açúcar, milho, beterraba, mandioca, arroz, frutas ou celulose extraída da madeira. No Brasil, a cana-de-açúcar demonstrou ser economicamente a melhor, sendo mais eficiente que as demais matérias primas (Arias *et al.*, 1999). O Brasil é o maior produtor de cana-de-açúcar do mundo, possuindo uma área cultivada de aproximadamente 9,1 milhões de hectares em 2017 (Conab, 2017). Logo o Brasil possui um importante papel na distribuição mundial de etanol (Manochio *et al.*, 2017). Além do uso para produção de etanol e açúcar, no Brasil, a cana-de-açúcar também é usada, na forma de bagaço, como fonte de energia através de um sistema chamado de cogeração (ÚNICA-União da indústria da cana-de-açúcar, 2020). A cogeração reutiliza, como fonte primária, o bagaço, passando pelo processo de queima, que gera energia térmica na forma de vapor e energia

elétrica. O processo é realizado em uma fornalha, e o vapor produzido na caldeira é responsável por girar uma turbina interligada a um eixo gerador, que gera a energia elétrica (Proque, 2014).

No Brasil, praticamente todo açúcar é produzido a partir da cana-de-açúcar, além de ser o segundo maior produtor e consumidor de etanol (Walter *et al.*, 2008) e, de acordo com a *Food and Agriculture Organization of the United Nations* (FAO, 2019), em 2019, o Brasil foi o maior produtor de cana-de-açúcar no mundo, chegando a aproximadamente 753 milhões de toneladas processadas. Além do Brasil, países como Índia, Tailândia, China e Paquistão também produzem cana-de-açúcar na ordem acima de 100 milhões de toneladas por ano (Tabela 1) muitas vezes sendo diretamente proporcional à produção de etanol. Segundo o IBGE (2020), a área plantada de cana-de-açúcar para a safra de 2020 foi de 8.960.414 ha, perdendo apenas para o cultivo de soja e milho. Na safra de 2020/2021, o Brasil produziu aproximadamente 41,2 milhões toneladas de açúcar e 32,5 milhões de metros cúbicos de etanol (MAPA, 2021).

Tabela 1: Produção anual de cana-de-açúcar.

País	Produção anual de cana-de-açúcar em 2019 (milhões toneladas)
Brasil	753
Índia	405
Tailândia	131
China	109
Paquistão	67
México	59
Colômbia	33
Austrália	32
Indonésia	29
Guatemala	29

Fonte: Adaptado de *Food and Agricultural Organization of United Nations* (FAO) (2019).

De acordo com Alvarenga e Queiroz (2009), a indústria da cana-de-açúcar gera riquezas, mas também gera problemas, do plantio à colheita, como desmatamento, contaminação do solo e da água onde o cultivo é realizado devido ao uso de fertilizantes, corretivos minerais e produtos químicos, alteração física do solo devido ao uso de máquinas pesadas, obstrução de

corpos hídricos por conta da erosão do solo, além da produção de gases de efeito estufa durante as queimadas anteriores à colheita e também por conta da produção de resíduos e despejo inadequado da vinhaça (Aguiar, 2011). De acordo com Dos Santos *et al.* (2013), a maior fonte de poluição na produção do bioetanol está associada à geração da vinhaça onde, para cada litro de álcool obtido, uma média de 12 a 15 litros de vinhaça é originada. Associado a isso, estima-se que em 2019 foram produzidos 588 bilhões de litros de vinhaça no Brasil (Fernandes *et al.*, 2017).

3.2. Características gerais e propriedades da vinhaça

A produção da vinhaça pode vir de diversas indústrias como, por exemplo, para a produção de etanol a partir de açúcares (cana-de-açúcar, beterraba, melão), amido (milho, trigo, arroz, mandioca) ou celulose (bagaço da cana-de-açúcar, colheita e resíduos de madeira), e também da produção de bebidas como vinho (uva) e tequila (agave). Independente da origem da vinhaça, esse resíduo é gerado em grande quantidade e, também, com enorme potencial poluidor. As propriedades de cada tipo de vinhaça vão depender principalmente das matérias primas utilizadas, mas também das condições operacionais empregadas nos processos de separação e destilação na indústria (Christofolletti *et al.*, 2013; España-gamboa *et al.*, 2011; Nogueira *et al.*, 2015; Syaichurrozi, 2016; Wilkie *et al.*, 2000).

A vinhaça possui pH ácido, coloração marrom e alto teor de matéria orgânica, e possui um odor desagradável (Espana-gamboa *et al.*, 2011; Waliszewski *et al.*, 1997). Cerca de 93 a 97% da vinhaça é constituída de água, 5% de matéria orgânica contendo açúcares não fermentados no melão (glicose e frutose), produtos fermentados que não podem ser separados durante a destilação (glicerol e ácidos orgânicos), parte de leveduras que não podem ser separadas industrialmente, e 2% de sólidos insolúveis inorgânicos (Dos Santos *et al.*, 2013; Parsaee *et al.*, 2019). De acordo Noyan *et al.* (2017) o esgoto doméstico testado possui entre 225 a 305 mg L⁻¹ de DQO solúvel em comparação com a DQO da vinhaça que chega em torno 24500 mg L⁻¹, testado por Cabrera-díaz *et al.* (2017) observaram a grande quantidade de matéria

orgânica da vinhaça em comparação com o esgoto doméstico, comprovando seu alto potencial poluidor.

Apesar de possuir um alto teor de matéria orgânica, a concentração de Nitrogênio (N) e Fósforo (P) é baixa. Para todos os tipos de vinhaça, o seu principal componente é a matéria orgânica em forma de ácidos orgânicos e cátions como Potássio (K), Cálcio (Ca) e Magnésio (Mg) (Giachini e Ferraz, 2009; Laime *et al.*, 2011). Os principais elementos encontrados nos diferentes tipos de vinhaça se encontram na Tabela 2.

Tabela 2: Caracterização da vinhaça com diferentes origens.

Parâmetros	Origem da vinhaça			
	Cana-de-açúcar	Uva	Beterraba	Agave
pH	4,9	3,8	5,5	3,5
DQO	24500	44000	32300	71000
DBO	-	-	-	43200
Nitrogênio Total (NT)	244	254	1920	813
Nitrogênio amoniacal (NH ⁴⁺)	-	135	390	575
Potássio (K)	3670	-	3643	322
Cálcio (Ca)	430	-	708	564
Fósforo total (PT)	-	604	73	325
Magnésio (Mg)	346	-	-	178
Sódio (Na)	3820	-	708	22,5
Sulfatos (SO ₄ ²⁻)	1410	44,7	1661	1275
Cloretos (Cl ⁻)	1620	128,8	-	-
Fosfatos (P-PO ₄)	92	446	-	108

Todos os valores, exceto o pH, são expressos em mg L⁻¹.

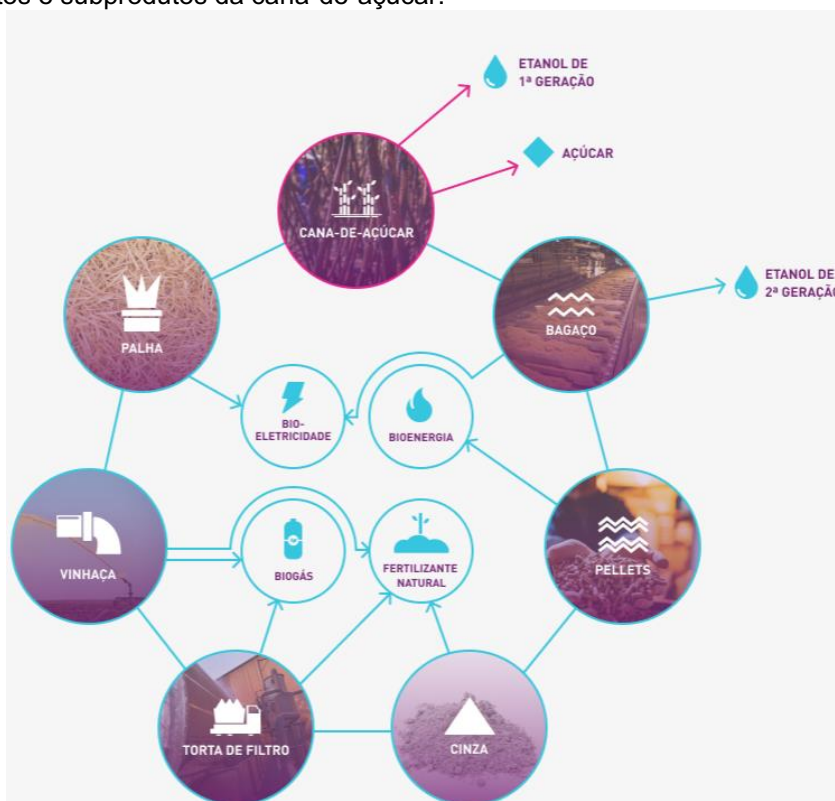
Fonte: Adaptado de Cabrera-díaz *et al.* (2017); Estrada-arriaga *et al.* (2021); Petta *et al.* (2017); Turker e Derell (2021).

Por conta da riqueza em matéria orgânica e íons, a vinhaça possui alto poder fertilizante. Porém, esse efluente também possui alto poder poluidor, sendo cerca de cem vezes maior que o esgoto doméstico. Por essa razão, dos efluentes da indústria sucroalcooleira, a vinhaça é o que possui maior poder poluidor, sendo considerada nociva para a fauna, flora, microfauna e microflora

presente em águas doces, além de afugentar a fauna marinha que vem às costas brasileiras para procriação (Freire e Cortez, 2000; Rossetto, 1987).

Apesar de possuírem alto potencial de contaminação do meio ambiente, os resíduos da indústria sucroalcooleira apresentam grande potencial para reuso e reaproveitamento (Figura 2), tornando o processo mais circular (De Lima e De Souza, 2014). Esses resíduos sem tratamento podem aumentar a emissão de gases do efeito estufa, além do crescimento de fungos e bactérias patogênicas por conta da alta demanda química de oxigênio (DQO), condição propícia para o seu desenvolvimento (Israilides e Philippoussis, 2003; Sadh; *et al.*, 2018). A vinhaça pode ser reaproveitada para fertirrigação, tendo vantagens como rápida aplicação dispensando grandes tecnologias e substituindo fertilizantes químicos, pode ser utilizada como água de reuso na indústria e também para produção de energia através da produção de biogás (Silva *et al.*, 2021)

Figura 2: Produtos e subprodutos da cana-de-açúcar.



Fonte: RAIZEN (2021).

3.3. Usos e tratamentos para a vinhaça

Por conta do seu alto poder poluidor, o maior desafio para os pesquisadores é encontrar os melhores tipos de usos e tratamentos corretos para a vinhaça. Algumas propostas foram relatadas por Robertiello (1982), como a reciclagem da vinhaça na fermentação, fertirrigação, concentração por evaporação, produção de fermento, produção de energia e matéria prima para produção de rações. Alternativas como aerobiose e reciclagem na fermentação e fertirrigação já são utilizadas há mais tempo e podem ser feitas em grande escala, enquanto combustão, produção de levedura, construção civil, produção de ração, incineração e digestão anaeróbia estão em desenvolvimento, tornando-se cada vez mais utilizadas para o tratamento da vinhaça (Laime *et al.*, 2011).

O despejo de águas residuárias industriais direto na natureza traz vários efeitos negativos ao meio ambiente por conta dos sólidos em suspensão, matéria iônica, cor e odor. Uma opção pode ser o tratamento anaeróbio e aeróbio para reduzir a sua carga orgânica. A maioria de estações de tratamentos de águas residuárias industriais usa a digestão anaeróbia para decompor os resíduos orgânicos solúveis (Ferreira *et al.*, 2010; Gerardi, 2003).

3.3.1. Fertirrigação

A fertirrigação é a alternativa mais usada para reutilizar a vinhaça, pois possui baixo investimento inicial, baixo custo de manutenção, aplicação rápida, não requer muita tecnologia e melhora a produção da cana-de-açúcar (Camargo *et al.*, 2009; Santana e Machado, 2008). O uso da vinhaça como fertirrigação é importante, pois fornece água e nutrientes essenciais, apesar do baixo investimento, ainda assim o uso da vinhaça como fertirrigação tem custos altos em relação ao transporte e distribuição desses subprodutos no campo. Além disso, o uso por muito tempo de grandes volumes de vinhaça pode saturar o solo com minerais, reduzindo seu potencial de fertilidade e causando problemas ambientais a longo prazo (Rabelo *et al.*, 2015).

A fertirrigação consiste no uso da vinhaça diretamente no solo através da irrigação no cultivo da cana-de-açúcar (Camargo *et al.*, 2009). A vinhaça

nesse processo além de irrigar também fertiliza, diminuindo o uso de fertilizantes químicos e abatendo custos (Laime *et al.*, 2011). Utilizar a vinhaça como fertilizante é uma alternativa que busca usar racionalmente os recursos naturais, e principalmente evitar o despejo da vinhaça nos rios (Giachini e Ferraz, 2009).

De acordo com Có Junior *et al.* (2008), 75 a 80% da cana-de-açúcar cultivada no Brasil pode ser irrigada com a vinhaça. Ela pode ser utilizada no solo para melhorar a sua fertilidade, porém o volume não deve ultrapassar a capacidade de retenção de íons do solo, ou seja, uma vez que o solo possui quantidades desbalanceadas desses elementos minerais e orgânicos, pode ocorrer lixiviação de vários desses íons (Da Silva *et al.*, 2007). Outro problema do uso da vinhaça para fertirrigação é que, apesar de melhorar a produtividade da cana-de-açúcar, ocorre uma diminuição do açúcar no caldo por conta do crescimento mais ativo, levando a um atraso na maturação (Freire e Cortez, 2000). Para Santana e Machado (2008), usar a vinhaça para fertirrigação pode ser uma prática que ameniza, mas que leva a uma falsa impressão de resolver o problema do seu descarte.

A vinhaça também pode provocar um aumento na atividade de micro-organismos no solo, justamente por conta do alto teor de matéria orgânica presente (Passarin *et al.*, 2007). Dos Santos *et al.* (2009) observaram que a adição da vinhaça resultou em um aumento da população de fungos a partir de 30 dias de incubação, e bactérias a partir de 120 dias. De acordo com Odum (2001), quando ocorre muita entrada de matéria orgânica nos solos, os micro-organismos consomem o oxigênio mais rápido do que pode se difundir no meio, criando um ambiente anaeróbio. A decomposição ainda continua, porém em ritmo menor, variando de acordo com quantidade e diversidade de micro-organismos anaeróbios. Para poder utilizar a vinhaça como fertirrigação, existe uma dosagem específica dependendo do teor de potássio (CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2015). Utilizar a vinhaça como fertirrigação altera as propriedades do solo, aumentando a capacidade de infiltração do solo, conseqüentemente aumentando a contaminação dos lençóis freáticos. Então para aplicar a vinhaça crua no solo é necessário que a dose seja controlada (Christofoletti *et al.*, 2013). A normativa p4231 da CETESB –

Companhia ambiental do estado de São Paulo (2015) estabeleceu que a taxa máxima de aplicação nos solos é a partir do teor de potássio. Porém, a taxa máxima de aplicação muitas vezes é economicamente inviável por conta do custo do transporte, pois as vezes o custo do transporte da vinhaça é mais caro que o custo dos fertilizantes minerais. Logo se torna viável o tratamento da vinhaça utilizando métodos de concentração antes da utilização como fertirrigação, reduzindo o volume a ser transportado de vinhaça (Silva *et al.*, 2020). Utilizar *biochar* para mitigar o carbono orgânico dissolvido é uma alternativa para evitar a lixiviação em solo brasileiro com cultivo de cana-de-açúcar e aplicação de vinhaça (Eykelbosh, *et al.*, 2015).

3.3.2. Digestão anaeróbia

Por conta do aumento da poluição ambiental e diminuição dos recursos energéticos disponíveis, a busca por uma energia limpa e renovável está em alta (Barrera *et al.*, 2013). Uma alternativa muito utilizada na indústria sucroalcooleira é a digestão anaeróbia da vinhaça, que compreende na biodegradação da matéria orgânica da vinhaça para produção de biogás (Cortez *et al.*, 2007). Uma das vantagens da produção de energia convertendo o biogás é a menor necessidade de investimento em comparações com outras energias renováveis, como a hídrica, solar e eólica (Rao *et al.*, 2010). A produção de biogás a partir dos resíduos da indústria sucroalcooleira tem grande potencial para produção de bioenergia, além de ser uma alternativa de tratamento para diminuir a poluição ambiental, fornecendo biofertilizante e um biocombustível de baixo custo (Janke *et al.*, 2015).

Tanto o tratamento aeróbio quanto o anaeróbio para a água residuária da indústria sucroalcooleira pode diminuir muito sua carga orgânica, porém a digestão anaeróbia é mais utilizada para tratamento desse tipo de resíduo, produzindo em média 10% menos lodo que a digestão aeróbia (Ferreira *et al.*, 2010; Vlyssides *et al.*, 2010). Outro ponto favorável à digestão anaeróbia é que este tipo de tratamento reduz mais a DQO e a DBO em relação à digestão aeróbia (Belhadj *et al.*, 2013; Cabrera-díaz *et al.*, 2017). Entretanto, gases corrosivos com odor desagradável e alto tempo de detenção hidráulica são

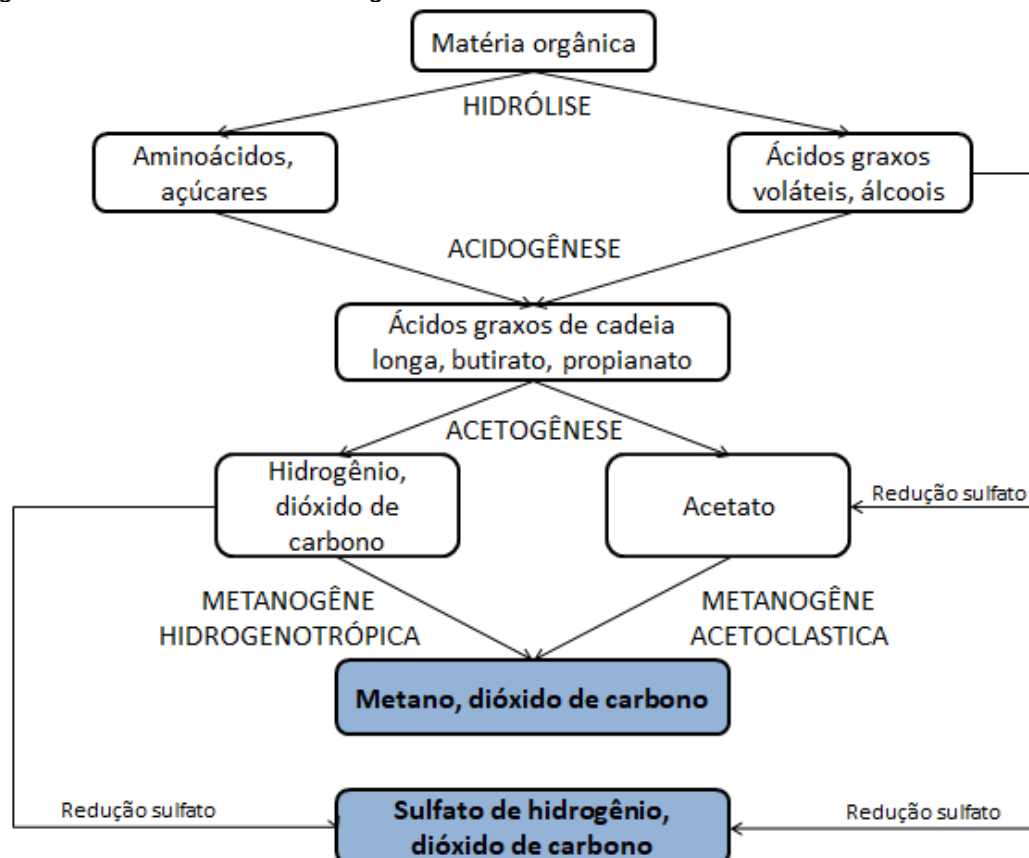
pontos negativos da digestão anaeróbia em comparação com a digestão aeróbia (Cortez *et al.*, 2007).

O principal objetivo da digestão anaeróbia desses resíduos é transformá-los em dois tipos de materiais importantes como o metano, utilizando o biogás como recurso energético, e os fertilizantes de alta qualidade, além de tratar os resíduos, sendo considerada a melhor forma de reduzir a contaminação da vinhaça (Bernal *et al.*, 2017; Budiyono *et al.*, 2014; De Souza *et al.*, 2011; Martín *et al.*, 2002). O processo da digestão anaeróbia é feito por um consórcio de micro-organismos, onde a matéria orgânica é convertida biologicamente em metano, dióxido de carbono, amônia e água (Roshani *et al.*, 2012).

A digestão anaeróbia da vinhaça não reduz a quantidade da vinhaça podendo ser posteriormente utilizada como fertilizante (Meyer *et al.*, 2011), pois o sulfato e parte da matéria orgânica são removidos, enquanto outros compostos importantes e nutrientes como potássio, nitrogênio e fósforo são mantidos (Ferreira *et al.*, 2010; Moraes *et al.*, 2014; Nogueira *et al.*, 2015). A quantidade de enxofre presente pode ser reduzida para 1% ou menos, pois o sulfato da vinhaça é convertido em sulfeto por bactérias redutoras de sulfato (Fernández *et al.*, 2001).

A vinhaça possui um grande potencial para a produção de biogás por conter um alto teor de matéria orgânica (Mota *et al.*, 2013). O biogás é uma mistura inflamável quando a concentração do metano é maior que 40% facilitando a produção de energia. Sua produção é realizada durante o processo da digestão anaeróbia envolvendo quatro etapas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (Figura 3) (Parsaee *et al.*, 2019). Todas as etapas são realizadas por um consórcio de micro-organismos com diferentes tipos de bactérias que necessitam de certas condições para a produção ideal do biogás, como o pH entre 6 e 7,5 e a temperatura entre 35 e 55°C, ou seja micro-organismos mesófilos ou termófilos (Rao *et al.*, 2010), além de necessitarem da ausência completa de oxigênio molecular (Lindner *et al.*, 2016). A vinhaça é rapidamente hidrolisada, deixando a produção de biogás a partir desse resíduo mais simples e mais rápida do que de outros resíduos (Janke *et al.*, 2014; Syaichurrozi, 2016).

Figura 3: Digestão anaeróbia da matéria orgânica.



Fonte: Adaptado de SALOMON (2007).

Na etapa de acidogênese, os compostos orgânicos de cadeia longa, como lipídios, carboidratos e proteínas são hidrolisados até formarem compostos orgânicos de cadeias menores, que posteriormente são biologicamente oxidados e convertidos em ácidos orgânicos, como o ácido acético e o ácido propiônico, onde a maior parte da carga orgânica da vinhaça é reduzida nessa etapa. Já na fase metanogênica, os ácidos são transformados em metano, dióxido de carbono e ácidos orgânicos, sendo a fase mais lenta de todo o processo (Cortez *et al.*, 2007).

O biogás produzido a partir da vinhaça pode ser usado para geração de energia elétrica através de turbinas a gás combinadas com um gerador elétrico, substituindo parte dos combustíveis utilizados na agroindústria, ou para a queima na caldeira, visando a geração de vapor por meio do acionamento da moagem da cana-de-açúcar. O biogás produzido a partir da vinhaça, sendo purificado, pode ter um poder calorífico semelhante ao do gás natural, sendo um combustível renovável e muito disponível, logo, a digestão anaeróbia é uma

ótima alternativa com grande interesse econômico e ambiental (Szymanski *et al.*, 2010).

3.4. Reatores anaeróbios

Algumas tecnologias anaeróbias estão disponíveis para o tratamento de águas residuárias de alta resistência, entre elas: reator anaeróbio de manta de lodo de fluxo ascendente (UASB), biorreator de membrana anaeróbia (AnMBR), reator de leito fixo (APBR), reator de tanque agitado (CSTR), reator de leito fluidizado (AFBR), entre outros (Estrada-arriaga *et al.*, 2021).

3.4.1. Reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB)

A digestão anaeróbia para águas residuárias industriais passou a ter maior atenção após o desenvolvimento de reatores com alto desempenho, como é o caso do reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (upflow anaerobic sludge blanket – UASB). Outras vantagens deste reator são um sistema compacto e econômico, a baixa produção de lodo e a conversão de mais de 50% da DQO em biogás (Espanha-gamboa *et al.*, 2011; Wilkie *et al.*, 2000).

O reator UASB opera com um tempo de retenção hidráulico baixo, e por conta da alta turbulência que ocorre por causa da vazão afluyente e a produção do biogás, apresenta uma boa mistura, que proporciona melhor contato do substrato com os micro-organismos. Outro ponto positivo apresentado são as boas características de sedimentação do lodo, que conseguem ficar retidas no reator devido ao separador trifásico (Latif *et al.*, 2011).

Por outro lado, como desvantagem os reatores UASB possuem um longo período de inicialização, geralmente mais longo que outros reatores além de possuir problemas de granulação (Espanha-gamboa *et al.*, 2012; Latif *et al.*, 2011).

O reator UASB é um dos mais adaptados para o tratamento da vinhaça, nesse reator, a matéria orgânica é adsorvida pelo lodo no fundo do reator,

enquanto o gás é produzido na forma de bolhas e removido em um compartimento separador trifásico (Von Sperling, 2005).

Uma maneira de aumentar o tempo de retenção celular nesses reatores é através da formação de lodo granular anaeróbico que são biofilmes esféricos envolvidos pela agregação dos micro-organismos presentes no biorreator (Hulshoff *et al.*, 2004). Na presença do lodo granular, o reator é capaz de suportar elevadas cargas orgânicas superiores, chegando até 40 kg DQO m³ dia⁻¹. Porém, controlar o tamanho dos grânulos no reator é difícil, ou seja, a formação do grânulo vai de acordo com a qualidade do afluente e das características operacionais do sistema (Steyer *et al.*, 1999).

A população de micro-organismos metanogênicos é muito importante para aumentar o desempenho do reator UASB. Para o reator possuir uma maior remoção de DQO, um alto rendimento de metano e uma melhor qualidade no efluente, deverá possuir uma retenção correta das populações de micro-organismos hidrolizadores, acidogênicos e metanogênicos (Gao *et al.*, 2007; Gupta *et al.*, 2007).

O reator UASB só será adequado para o tratamento da vinhaça quando todo o processo tiver uma inicialização bem sucedida e uma operação estável. (Mohana *et al.*, 2009). O principal problema para a aplicação desse processo é em relação à partida do reator e à manutenção da biomassa ativa. E isso pode ser agravado se for aplicado uma alta concentração e carga orgânica no reator por conta do efeito tóxico que ela pode gerar (Del Nery *et al.*, 2018). Para isso, os reatores devem ser operados com baixa carga orgânica e a eficiência de remoção de DQO deve ser monitorada constantemente, e quando a remoção de DQO atingir 90% ou mais, a carga orgânica pode ser aumentada até atingir a carga máxima projetada (Mohana *et al.*, 2009). Apesar de ser muito estudado, utilizar esse tipo de reatores anaeróbios eficientes em larga escala ainda é um problema a ser resolvido, necessitando ainda mais de estudos científicos e tecnologias para melhorar o processo bioquímico e o projeto do reator (Del Nery *et al.*, 2018).

Esse tipo de reator é considerado uma tecnologia confiável e simples para o tratamento de águas residuárias. O sistema UASB pode ser considerado

o tipo de reator mais utilizado para o tratamento anaeróbio de alta taxa de efluentes industriais, possuindo capacidade de tratamento alta e permitindo o uso de estações de tratamento menores e mais econômicas (Latif *et al.*, 2011).

3.4.2. UASB Bioeletroquímico

Apesar da digestão anaeróbia em diversos tipos de reatores terem sucesso no tratamento das águas residuárias e na produção do biogás, ainda existem algumas limitações como desestabilização, ineficácia na decomposição de parte da matéria orgânica e baixa produção de biogás. Algumas sugestões foram aplicadas para superar essas limitações, no entanto, essas alternativas necessitavam de grande quantidade de energia e de produtos químicos, como o pré-tratamento dos substratos (Appels *et al.*, 2008; Carrère *et al.*, 2010; Dang *et al.*, 2016; Liu; Xu, 2016). A matéria orgânica de alta resistência, como a vinhaça, pode inibir a produção de metano por conta da diminuição do pH e o acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGV) (Park *et al.*, 2018). Dessa forma, os sistemas bioeletroquímicos foram desenvolvidos e podem solucionar esses problemas usando reação eletroquímica microbiana para aumentar a eficiência da digestão anaeróbia, degradando rapidamente os ácidos graxos voláteis, matéria orgânica não degradável e matéria orgânica de alta resistência (Zhang e Angelidaki, 2014).

O uso de sistemas bioeletroquímicos para tratamento de águas residuárias está cada vez mais em alta devido à sua eficiência durante o tratamento dessas águas e da produção de biogás (Choi e Lee, 2019). As células de eletrólise microbiana oxidam a matéria orgânica que existe nas águas residuárias através de reações bioeletroquímicas realizadas na superfície do anodo (Zhang *et al.*, 2019). Para essa reação acontecer é necessário que seja fornecida uma tensão externa de 0,14 a 1,0 volts, para ocorrer a formação de elétrons e prótons, para serem utilizados na reação redox durante o processo de metanogênese e fermentação, processo denominado de “eletrometanogênese” e “eletrofermentação” (Geppert *et al.*, 2016; Kim *et al.*, 2018). A eletrometanogênese é a reação na qual o metano é obtido pela redução de dióxido de carbono e hidrogênio através de

metanógenos eletrotóxicos e metanógenos hidrogenotóxicos desenvolvidos no cátodo das células de eletrólise microbiana, sendo possível aumentar a produção de metano (Geppert *et al.*, 2016; Zakaria e Dhar, 2019).

Diversos estudos (Choi e Lee, 2019; Park *et al.*, 2019; Wang *et al.*, 2019) demonstraram que um rendimento de metano maior que 90% foi obtido comparando com o rendimento teórico de metano ($0,35 \text{ NL CH}_4 / \text{g DQO}_{\text{removido}}$) além de possuir um desempenho melhor em relação à digestão anaeróbia tradicional. Porém, a maioria dos estudos foram feitos com águas residuárias sintéticas, sendo necessário realizar mais estudos sobre o que ocorre durante o tratamento de águas residuárias reais, determinando as variáveis, materiais do eletrodo e condições de operação que possam mudar o desempenho da digestão anaeróbia auxiliada pela energia bioeletroquímica, para o tratamento da água residuária e a geração de metano (Estrada-arriaga *et al.*, 2021).

3.4.3. Biorreatores de membrana anaeróbia (AnMBR)

Biorreatores de membrana anaeróbia (AnMBRs) são das tecnologias mais promissoras para o tratamento de águas residuárias como a vinhaça (Magalhães *et al.*, 2020). Por conta das membranas, os AnMBRs conseguem através da separação física, reter a biomassa dentro do reator, sendo uma excelente tecnologia para o tratamento de águas residuárias de alta resistência (Dereli *et al.*, 2012)

Os AnMBRs podem chegar a uma eficiência de até 99% de remoção de DQO, se mostrando superior a outros tipos de reatores por conta da remoção completa de particulados no efluente final (Turker e Dereli, 2021). Por conta da maior remoção de DQO, os AnMBRs também conseguem aumentar muito a produção de biogás, além de necessitarem de pouca manutenção, terem capacidade de lidar com grandes mudanças na qualidade da alimentação, possuírem uma inicialização mais rápida, e aguentam taxa de carga mais alta do que outros reatores (Chang e Kim, 2005; Jegatheesan *et al.*, 2016; Lin *et al.*, 2013).

As principais desvantagens dos AnMBRs são os fluxos baixos comparando com reatores de membranas aeróbios, e principalmente a incrustação das membranas, que tem sido o maior desafio para a melhor implementação dos AnMBRs. Por conta disso, estudos estão sendo feitos para desenvolverem novas configurações de processo, novos materiais de membrana e otimização das condições de operação, a fim de evitar esses problemas (Aslam *et al.*, 2018; Maaz *et al.*, 2019).

Outra desvantagem desse tipo de reator é o impacto que o efluente do AnMBR causa em áreas fertilizadas por causa de adição de sódio e potássio. A vinhaça da cana-de-açúcar geralmente possui baixo teor de sódio, porém, para realizar o ajuste de pH durante a biodigestão é adicionada altas doses de compostos alcalinizantes à base de sódio no reator (bicarbonato de sódio, carbonato de cálcio e hidróxido de sódio), aumentando as concentrações desse íon no efluente do AnMBR causando impactos negativos no solo por conta da salinização (Fuess *et al.*, 2018). Deste modo, apesar do AnMBR ser um dos melhores reatores para tratamento da vinhaça por reduzir a matéria orgânica do efluente e aumentar a produção do biogás, um tratamento a mais é necessário para reduzir a salinidade da vinhaça tratada pelo AnMBR, aumentando o custo final do tratamento. (Magalhães *et al.*, 2020)

Existem três tipos de materiais que podem ser utilizados nas membranas, podendo ser polimérico, metálico e cerâmico. As membranas de cerâmica possuem alta resistência contra corrosão, abrasão e incrustação, além do maior controle de polarização de concentração, pois podem ser lavadas de uma maneira eficaz (Ersu e Ong, 2008). Membranas metálicas mostram melhor desempenho hidráulico, melhor recuperação de incrustação e maior resistência contra força de impacto, maior tolerância à oxidação e em comparação com membranas poliméricas suportam altas temperaturas (Kim e Jung, 2007; Zhang *et al.*, 2005). Porém, membranas poliméricas são mais baratas que as cerâmicas ou metálicas, ganhando maior interesse na comunidade para aplicações comerciais representando cerca de 75% das utilizadas (Santos e Judd, 2010). Os custos das membranas representam entre 46,4 e 72,3% do valor total de um AnMBR em escala real, demonstrando custos significativos para o tratamento de águas residuárias municipais (Lin *et*

al., 2011). As membranas servem basicamente para separação de sólidos e líquidos, e para efluentes que não necessitam de muita qualidade, para o tratamento, pode ser utilizado membranas de baixo custo nos reatores AnMBR, como não-tecidos, malhas e telas de filtro (Meng *et al.*, 2009).

3.4.4. Reator anaeróbio de leito fixo (APBR)

O reator de leito fixo é preenchido com um meio inerte fornecendo uma superfície para o crescimento de micro-organismos. A água residuária passa pelo leito, e os micro-organismos anaeróbios se fixam nele criando uma camada chamada de biofilme. Os micro-organismos continuam removendo a matéria orgânica do efluente conforme ele passa pelo reator. Esse tipo de reator alcança um desempenho melhor e uma maior estabilidade já que o consórcio de micro-organismos fica retido dentro do reator, ao contrário de outros tipos de reatores, onde os micro-organismos flutuam no líquido e parte deles são despejados conforme o efluente é descarregado (Singh e Prerna, 2009).

O desempenho do reator de leito fixo, além da eficiência da remoção de matéria orgânica, variará de acordo com a área de superfície específica, a porosidade, a rugosidade da superfície e o tamanho dos poros da superfície do material inerte (Elmitwalli *et al.*, 2000; Picanço *et al.*, 2001; Yang *et al.*, 2004). Materiais como argila, areia, vidro, quartzo e plásticos são utilizados como superfície para a formação do biofilme, porém o sucesso da adesão microbiana dependerá dos mesmos se aderirem a essas superfícies, como por exemplo, existem micro-organismos que habitam a superfícies de pedras ou da própria areia na natureza, sendo importante para a autolimpeza das águas (Anderson *et al.*, 1994; Balaguer *et al.*, 1997; Björnsson *et al.*, 1997). Outros tipos de materiais podem ser utilizados como leito fixo, como o poliuretano e o carvão ativado granular que são materiais orgânicos que possuem uma grande área superficial específica e uma porosidade elevada, sendo uma ótima superfície para a formação de biofilme (Acharya *et al.*, 2008; Singh e Prerna, 2009).

Os reatores de leito fixo possuem um ótimo desempenho em taxas de carga orgânicas mais elevadas, devido à maior retenção de biomassa no interior do reator, além de possuírem melhor reação a cargas de choque

orgânico e tóxico, podendo se recuperar totalmente após o acontecimento (Satyawali e Balakrishnan, 2008). Foi feita uma comparação de um reator de leito fixo e um reator UASB, onde resíduos de melaço com cargas orgânicas de $9,5 \text{ kg DQO m}^3 \text{ dia}^{-1}$ foram tratados e obteve-se uma menor remoção da carga orgânica no reator UASB, pois houve diminuição na quantidade de micro-organismos (Jhung e Choi, 1995). APBR conseguem ser usados ainda para produção contínua de hidrogênio termofílico utilizando a vinhaça bruta como substrato (Júnior et al., 2015). Utilizando o APBR como fase inicial em um sistema de dois estágios APBR-UASB a energia recuperada em forma de hidrogênio é ainda maior (Júnior et al., 2016)

3.4.5. Reator anaeróbio de leito fluidizado (AFBR)

Assim como nos reatores de leito fixo (APBR), o reator de leito fluidizado (AFBR) usa partículas dentro do reator para imobilização celular, para criação de biofilme, mantendo os micro-organismos dentro do reator e aumentando o tempo de retenção celular (Satyawali e Balakrishnan, 2008; Sowmeyan e Swaminathan, 2008). Os reatores de leito fluidizado gás-líquido-sólido têm sido muito utilizados na indústria, sendo classificados de acordo com o movimento dos sólidos. Diferente dos reatores de leito fixo, nos reatores de leito fluidizado, ocorre a fluidização do leito de acordo com a velocidade do fluxo, quando o fluxo se encontra em baixa velocidade, flui através dos vazios entre as partículas fixas que permanecem paradas, com o aumento da velocidade do fluxo, essas partículas que estavam fixas se separam e entram em estado fluidizado, considerando então o leito em estado de fluidização (Grace *et al.*, 2016).

Os reatores podem ser operados com fluxo ascendente ou fluxo descendente, esse fluxo vai passar através do material fluidizado, onde os micro-organismos estão fixados, logo, existirão micro-organismos no espaço entre o material fluidizado, e sobre ele, aumentando a comunidade microbiana dentro do reator (Singh e Prerna, 2009). Então, o AFBR consegue obter o máximo contato entre o biofilme e o substrato, alcançando uma alta transferência de massa além de diminuir a quantidade de entupimento do leito,

podendo ter um menor volume do reator e maior estabilidade do processo sob alta taxa de carga orgânica (Barca *et al.*, 2015).

Para alguns processos, os reatores anaeróbios de leito fixo (APBR) possuem desvantagens em comparação com os AFBR como, por exemplo, caso as reações forem rápidas e muito exotérmicas, podem ser formados pontos quentes nos leitos fixos, o que diminui a vida útil do catalisador além de aumentar a produção de subprodutos (Grace *et al.*, 2016). Os AFBR têm vantagens como ótimo desempenho de transferência de calor, capacidade de substituição de catalisador on-line, possibilidade de operação acoplada de reação-regeneração e um fator de alta eficácia de partículas catalisadoras finas. Porém, esses reatores também possuem algumas desvantagens, como a distribuição de gás não uniforme, mistura retroativa intensa de partículas sólidas, desvio do gás e atrito e arrastamento de partículas de catalisador (Grace *et al.*, 2016).

Para o tratamento da vinhaça em um reator de leito fluidizado, foi observado que a carga orgânica, o nível de fluidização e o tamanho das partículas fluidizadas têm influência na eficiência de remoção de DQO e produção de biogás, Fernández *et al.* (2008) concluíram que a produção de metano e a remoção de DQO aumentaram com o aumento do tamanho das partículas.

De acordo com Perez *et al.* (2006) o AFBR é mais eficaz que a tecnologia de leito fixo, justamente por conta das partículas fluidizadas que se movem dentro do reator, transportando os micro-organismos em seu interior aumentando o contato entre eles e o substrato. Concluindo que o reator de leito fixo (APBR) será adequado apenas para tratamento de vinhaças facilmente degradáveis ou que não seja necessária uma alta eficiência de remoção de DQO, enquanto o AFBR é mais condizente para o tratamento desse tipo de efluente.

3.5. Outros tratamentos biológicos (fungos, bactérias, microalgas e plantas)

A digestão anaeróbia da vinhaça é capaz de tratar altas cargas orgânicas sendo validada como uma alternativa eficaz para o tratamento da vinhaça, conseguindo uma grande remoção de matéria orgânica, além de converter essa matéria orgânica em biogás e, conseqüentemente, em bioenergia (Fernandes *et al.*, 2020; Janke *et al.*, 2015). Porém, os micro-organismos anaeróbios são passíveis a cargas de choque orgânico e ao pH ácido da vinhaça, apresentando deficiências de crescimento nestas condições (Ketheesan e Stuckey, 2015). A degradação da matéria orgânica utilizando micro-organismos anaeróbios também pode ser inibida por conta de substâncias como compostos fenólicos, íons salinos e sulfetos (Fernandes *et al.*, 2020). A biorremediação é uma boa alternativa, além de ser uma técnica mais barata e mais simples em comparação com as tecnologias físico-químicas e, além disso, diversos tipos de micro-organismos podem ser usados neste processo, como, fungos, leveduras, bactérias e microalgas (De Mattos e Bastos, 2016; Hoarau *et al.*, 2018; Reis e Hu, 2017).

Os fungos são micro-organismos flexíveis, com excelente capacidade de digerir compostos complexos, pois utilizam uma grande quantidade de enzimas que possibilita a degradação de compostos recalcitrantes. O emprego de fungos tem contribuído para o desenvolvimento de sistemas mais eficientes para o tratamento da vinhaça, uma vez que sua utilização tem servido como método de pré-tratamento para diminuir a carga orgânica e o nível de acidez da vinhaça (España-gamboa *et al.*, 2017). Porém, o uso de um fungo isolado de locais já expostos à vinhaça que será tratada, pode ser uma alternativa para conseguir uma degradação mais eficiente (Rulli *et al.*, 2020).

Fungos filamentosos têm crescimento lento, porém possuem enzimas hidrolíticas extracelulares que permitem a digestão de carboidratos complexos sem a hidrólise prévia, também sendo menos sensíveis a nutrientes, aeração, temperatura e variações de pH. Já as leveduras possuem crescimento rápido (Kavanagh, 2005), como mofos denominados fungos de podridão branca, e suas enzimas ligninolíticas possuem capacidade de tratar efluentes contendo poluentes orgânicos sintéticos e naturais (Bayramoglu e Arica, 2019; Zacharof,

2017). Esse tipo de levedura produz enzimas, como por exemplo, a lacase (POINTING, 2001), deixando esse tipo de fungo com uma capacidade maior de degradar compostos recalcitrantes comparando aos sistemas convencionais de tratamento de águas residuárias (Gao *et al.*, 2010). Enzimas como a lacase têm sido utilizadas para biorremediação de compostos relacionados à lignina, encontrado em resíduos de diferentes indústrias, como a de cana-de-açúcar (Fernandes *et al.*, 2020). A utilização de fungos do gênero *Pleutorus*, está em alta para a degradação da vinhaça, justamente devido à produção de enzimas ligninolíticas que promovem um alto potencial redox de compostos recalcitrantes no resíduo (Ferreira *et al.*, 2011).

Outra alternativa para o tratamento da vinhaça é a fermentação escura, sendo um processo ambientalmente correto pois, além do tratamento da vinhaça, simultaneamente ocorre a produção de hidrogênio (Liu *et al.*, 2011), tornando uma boa opção para produção de energia em plantas industriais de pequena escala que possuem biomassa altamente disponível e de baixo custo (Das e Veziroğlu, 2008; Das e Veziroğlu, 2001). Outra forma de tratamento é utilizando bactérias aeróbias como *Komagataeibacter kakaiceti* demonstrando grande potencial para degradar a vinhaça da cana-de-açúcar produzindo celulose bacteriana através de diferentes tipos de processos (Velásquez-riaño *et al.*, 2013).

Microalgas também são utilizadas como meio de tratamento para a vinhaça. De Mattos e Bastos (2016) exploraram a capacidade da microalga *Desmodesmus subspicatus* remover nitrogênio e DQO da vinhaça associado a produção de biomassa. *Desmodesmus subspicatus* é um gênero de microalgas Chlorophyceae encontrada em água doce, em ambientes ricos em nutrientes. Esta cepa foi cultivada em efluentes industriais, domésticos e artificiais, apresentando alta viabilidade celular e elevada tolerância à variações de temperatura e pH (Da Silva *et al.*, 2017; Martínez *et al.*, 2000)

Além de tratar a vinhaça, De Mattos e Bastos (2016) relataram que *Desmodesmus subspicatus* possui uma alta taxa de crescimento, sendo promissora para geração de biomassa de alto valor agregado como carboidratos e lipídios para produção de biocombustíveis. A produção de

biomassa de microalgas utilizando a vinhaça de cana-de-açúcar como meio de cultivo foi proposto pela primeira vez por Oliveira e Caceres (1986).

Outro método de pós-tratamento pode ser com a utilização de plantas através da fitofiltração. Após a digestão anaeróbia da vinhaça, o efluente ainda possui nutrientes, como sulfatos e matéria orgânica (Olguín *et al.*, 2015; Wilkie *et al.*, 2000), além de uma cor forte e recalcitrante que pode interferir na qualidade de solos e corpos d'água (Apollo *et al.*, 2013). Sánchez-galván *et al.* (2015) relataram o uso de bioadsorventes baseados em macrófitas para descoloração de vinhaças digeridas anaerobicamente. Um sistema de fitofiltração pode ser utilizado para o tratamento de efluentes e também para produção de biocombustíveis utilizando a biomassa vegetal, tornando-o um sistema ecologicamente correto para tratamento de efluentes (Olguín *et al.*, 2015).

3.6. Tratamentos Físico-químicos

Geralmente processos biológicos para o tratamento da vinhaça reduzem apenas a DQO, deixando a cor inalterada, necessitando de outro método para esse tratamento (Otieno e Apollo, 2021). O tratamento biológico é o mais utilizado por conta do seu baixo custo operacional, além de degradar um grande número de compostos orgânicos. Porém, uma parte significativa da matéria orgânica presente na vinhaça pode ser recalcitrante, ou seja, não biodegradável necessitando um outro tipo de tratamento (Estrada-Vázquez *et al.*, 1998; Robles-González *et al.*, 2017).

A coloração da vinhaça é causada por pigmentos marrons heterogêneos, conhecidos como melanoidinas, que são de natureza polimérica, possuem alto peso molecular, natureza antioxidante, sendo recalcitrantes à biodegradação (Liu *et al.*, 2013; Satyawali e Balakrishnan, 2008). O pigmento melanoidina tem natureza biorrecalcitrante, conseguindo evitar o tratamento anaeróbio convencional, muitas vezes sendo levado ao meio ambiente, deixando o efluente ainda com uma coloração escura (Brooms *et al.*, 2020). Se o efluente for lançado ao meio ambiente sem um tratamento que retire esses

pigmentos, a cor pode bloquear a luz, impedindo a fotossíntese por plantas aquáticas, levando o meio à eutrofização. Esses pigmentos também podem causar problemas de saúde, como efeitos citotóxicos, mutagênicos e carcinogênicos nas células humanas (Chowdhary *et al.*, 2018).

Para remover a cor, é necessário um tratamento físico-químico que consiga remover a melanoidina juntamente com a carga orgânica, ou a utilização de uma técnica que combine um processo biológico com um pós-tratamento que consiga a remoção da coloração (Sokkanathan *et al.*, 2018). Como exemplos temos processos oxidativos avançados (POAs), tratamentos eletroquímicos, eletrocoagulação, adsorção, coagulação/floculação, filtração, entre outros (Manisankar *et al.*, 2004; Vlyssides *et al.*, 1997; Yavuz, 2007).

3.6.1. Processos oxidativos avançados (POAs)

Os processos oxidativos avançados são técnicas de tratamento que podem ser aplicadas para remover compostos biorrecalcitrantes (Sokkanathan *et al.*, 2018). Geralmente, os processos oxidativos avançados (POAs) possuem alto custo, mas utilizar esses métodos juntamente com a digestão anaeróbia podem reduzir significativamente o custo total da operação (Oller *et al.*, 2011; Otieno e Ochieng, 2018).

Os tratamentos oxidativos têm como principal objetivo oxidar os compostos que não podem ser degradados por micro-organismos como os pigmentos que são recalcitrantes e tóxicos para micro-organismos atrapalhando o tratamento biológico, além dos polifenóis (Benitez *et al.*, 2000; Kanimozhi e Vasudevan, 2014).

Os POAs são fundamentados na geração de radicais livres, principalmente o radical hidroxila (OH^\cdot), que possui alto poder oxidante promovendo rapidamente a degradação de vários compostos (Hirvonen *et al.*, 1996; Nogueira e Jardim, 1998; Nogueira *et al.*, 2007; Vinodgopal *et al.*, 1998). O radical hidroxila reage com os compostos orgânicos de diferentes formas, sendo adicionado à dupla ligação ou por subtração do átomo de hidrogênio que resulta na formação de radicais orgânicos que reagem com oxigênio, iniciando

várias reações de degradação que liberará em substâncias inofensivas como CO_2 e H_2O (Souza *et al.*, 2010; Tiburtius *et al.*, 2004; Safarzadeh-amiri *et al.*, 1997). O radical hidroxila pode ser formado como resultado de reações que combinam oxidantes como ozônio (O_3) e o peróxido de hidrogênio (H_2O_2) com radiação ultravioleta (UV) e catalisadores (Nogueira *et al.*, 2007).

Os POAs podem ser divididos em sistemas homogêneos e heterogêneos, compreendendo sistemas de Fenton e Foto-Fenton, fotocatalise heterogênea, sistemas utilizando peróxido de hidrogênio (H_2O_2), além da ozonização (Souza *et al.*, 2010).

As principais vantagens da utilização de POAs são a possibilidade de degradar substratos de qualquer natureza química, degradando contaminantes refratários e tóxicos (Gogate e Pandit, 2004; Kiwi *et al.*, 1994; Scott e Ollis, 1995) e que na maioria dos processos, os POAs não geram resíduos (De Moraes e Zamora, 2005). Porém, ainda assim possuem desvantagens como custo elevado por conta do consumo de energia, possível formação de subprodutos tóxicos, restrições em condições de elevada concentração de poluentes (Freire *et al.*, 2000).

3.6.1.1. Ozonização

Dos POAs, a ozonização tem vantagens como a capacidade de remover a turbidez, fácil instalação e operação, além de melhor eficiência de degradação em condições padrão (Otieno *et al.*, 2019; Setareh *et al.*, 2020; Takashina *et al.*, 2018). O ozônio degrada as melanoidinas por meio de reações em cadeia para compostos alifáticos incolores, e produtos simples como CO_2 e H_2O (Mecha *et al.*, 2016; Otieno *et al.*, 2019b; Santos *et al.*, 2013). A ozonização possui propriedades boas para pré e pós-tratamento para efluentes que contem compostos recalcitrantes (Aparicio *et al.*, 2007; Chu *et al.*, 2007; Lage Filho, 2010; Gunten, 2003; Rehman *et al.*, 2006; Tuin e Bos, 2004).

O uso combinado da ozonização com um tratamento biológico é uma boa alternativa para reduzir compostos recalcitrantes e DQO, além da

possibilidade de utilizar a ozonização como pós-tratamento apenas para a degradação dos compostos recalcitrantes, alguns estudos demonstraram que utilizar a ozonização como pré-tratamento do tratamento biológico, pois este tratamento oxidativo remove compostos tóxicos, melhorando o desempenho da etapa biológica (Beltran *et al.*, 1999; Benitez *et al.*, 2003; Lucas *et al.*, 2009; Sangave *et al.*, 2007).

O ozônio (O_3) pode reagir através de dois tipos de mecanismos, sendo direto (reação eletrofílica ou por ciclo-adição) ou indireto (através do radical hidroxila formado pela decomposição do ozônio) (Freire *et al.*, 2000; Masten e Davies, 1994). Entre estes tipos de mecanismos, a reação indireta é a mais eficiente porque o potencial de oxidação do radical hidroxila é maior que o do ozônio molecular, ocorrendo uma oxidação mais energética (Freire *et al.*, 2000). O ozônio pode gerar o radical hidroxila na presença de radiação ultravioleta (UV), na mistura de ozônio com peróxido de hidrogênio, seja na presença ou na ausência de radiação ultravioleta, e também utilizando um meio fortemente alcalino (Freire *et al.*, 2000).

3.6.1.2. Fenton e Foto-fenton

A reação de Fenton se expressa em uma reação redox de decomposição do peróxido de hidrogênio (H_2O_2) catalisada por íons de ferro (Fe^{3+}), gerando um radical hidroxila para cada mol de peróxido de hidrogênio presente no meio (Brito e Silva, 2012).

O cátion divalente de ferro (Fe^{2+}) age como catalisador para decompor o peróxido de hidrogênio em meio ácido, gerando o radical hidroxila (Souza *et al.*, 2010). Além do método indireto onde os íons Fe^{2+} e Fe^{3+} formam o radical hidroxila, a oxidação utilizando fenton também pode acontecer de forma direta, onde esses íons reduzem ou oxidam diretamente a matéria orgânica (Brito e Silva, 2012).

Uma das desvantagens da forma indireta, é que o peróxido de hidrogênio pode atuar como sequestrador do radical hidroxila, formando o radical hidroperoxila (HO_2), possuindo menor potencial de redução que o

radical hidroxila (Nogueira *et al.*, 2007). Entretanto, a maior vantagem deste processo é a simplicidade do mesmo, que ocorre em temperatura e pressão ambientes, além de que o ferro é o quarto elemento mais abundante no planeta (Brito e Silva, 2012; Nogueira *et al.*, 2007).

A reação de foto-fenton ocorre quando há a irradiação do reagente de fenton provocando a fotorredução dos íons Fe^{3+} formados anteriormente, gerando mais um mol de hidroxila. As duas reações ocorrem simultaneamente, porém sempre há o domínio de íons férricos, determinando que a reação deve ocorrer com em meio ácido com pH abaixo de 4, para não ocorrer precipitação de oxi-hidróxidos férricos (Brito e Silva, 2012).

O pH do meio é importante, pois afeta a velocidade de degradação do composto orgânico, tendo a maior eficiência de degradação quando esta entre 2,5 e 3 (Nogueira *et al.*, 2007; Nogueira e Guimarães, 2000; Sun e Pignatello, 1993).

Em valores acima de 3 pode ocorrer a precipitação de Fe(III), diminuindo a interação com o peróxido de hidrogênio, levando à uma menor produção do radical hidroxila (Nogueira *et al.*, 2007). Para valores abaixo de 2,5, a velocidade de degradação é afetada, por conta das altas concentrações de H^+ que sequestram radicais hidroxila (Spinks e Woods, 1990).

3.6.1.3. Fotocatálise Heterogênia

A fotocatalise heterogênea consiste em um processo envolvendo reações redox induzidas pela radiação, em uma superfície semicondutora mineral como, por exemplo, TiO_2 . O dióxido de titânio (TiO_2) é o catalisador mais utilizado para fotocatalise heterogênea, por possuir características como: não tóxico, menor custo, insolubilidade em água, foto-estabilidade, estável em uma ampla faixa de pH, possibilidade de ativação pela luz solar, reduzindo os custos do processo de fotocatalise (Nogueira *et al.*, 1997).

O processo é baseado na irradiação de uma superfície semicondutora, como o dióxido de titânio, onde a energia do fóton deve ser maior ou igual à quantidade mínima de energia para ativar o elétron do semicondutor para

provocar a transição eletrônica (Zioli e Jardim, 1998). Assim, um elétron é promovido da banda de valência para a banda de condução formando sítios redutores e oxidantes que catalisam reações químicas até compostos orgânicos como CO_2 e H_2O (Zioli e Jardim, 1998). Os potenciais obtidos conseguem gerar radicais hidroxilas a partir das moléculas de água absorvidas na superfície do semicondutor, oxidando o contaminante orgânico (Zioli e Jardim, 1998).

A luz ultravioleta com comprimento de onda menor que 380 nm possui mais energia que a barreira entre a banda de valência e a banda de redução do TiO_2 , induzindo a formação de elétrons na banda de valência. Estes elétrons podem se recombinar, liberando calor ou podem ir para a superfície da partícula do fotocatalisador, formando o radical hidroxila (Vianna e Torres, 2008). Existe a possibilidade de utilizar a luz solar como fonte de radiação, já que os comprimentos de onda na faixa que o TiO_2 precisa, representa 3% do espectro solar que atinge a superfície da terra (Ferreira e Daniel, 2004).

As maiores vantagens em utilizar esse tipo de reação são: amplo espectro de compostos orgânicos que podem ser degradados, possibilidade de não utilizar receptores adicionais de elétrons como peróxido de hidrogênio, possibilidade de reutilizar o fotocatalisador, e a possibilidade de utilizar a radiação solar como fonte de luz para ativar o catalisador (Suri *et al.*, 1993).

3.6.2. Processos oxidativos avançados assistidos eletroquimicamente (POAs-E)

3.6.2.1. Eletro-fenton

Existem também os processos oxidativos avançados assistidos eletroquimicamente, que também são uma boa alternativa para a remoção de compostos orgânicos mais resistentes (Fang *et al.*, 2017; Moreira *et al.*, 2017; Oturan e Brillas, 2007). O eletro-fenton ocorre por meio de reações de transferência de elétrons para produzir o radical hidroxila na interface eletrodo/solução ou no volume da solução, primeiramente o oxigênio é

eletroquimicamente reduzido em filtros de carvão ativado, para dar origem ao peróxido de hidrogênio (H_2O_2) (Foller e Bombard, 1995).

O radical hidroxila produzido quando há íons Fe(II), é acoplado ao processo de adsorção do carvão ativado, levando à oxidação de moléculas orgânicas da solução e também das adsorvidas pela superfície do carvão ativado (Fernández *et al.*, 2018). Utilizar vários sistemas acoplados com um leito de carvão ativado como substrato adsorvente é uma boa opção para o processo eletro-fenton, para tratamento de efluentes (Becerril-estrada *et al.*, 2020; Fernández *et al.*, 2018; Robles *et al.*, 2020; Zárate-guzmán *et al.*, 2018). O leito de carvão ativado funciona ao mesmo tempo como um filtro e como um substrato catódico, onde é gerado o peróxido de hidrogênio e o Fe(II) a partir de íons Fe (III) (Oturán, 2000).

3.6.2.2. Eletro-oxidação

O processo de eletro-oxidação é um processo de oxidação avançado assistido eletroquimicamente, porém não necessita da presença de íons Fe^{2+} , outros materiais anódicos podem produzir o radical hidroxila a partir da oxidação do solvente (Martínez-huitle e Brillas, 2009).

A eletro-oxidação é uma boa alternativa para o pós-tratamento para remover os compostos orgânicos que não foram tratados em um tratamento biológico por exemplo. O radical hidroxila produzido na superfície do ânodo por esse processo tem potencial redox elevado capaz de mineralizar completamente compostos orgânicos ou ao menos converter esses compostos em compostos mais biodegradáveis, além de reduzir o carbono orgânico total (COT), cor, e DQO (Ammar *et al.*, 2016; Sirés *et al.*, 2014). Esse tipo de tratamento tem vantagens, por ser mais simples, não necessitar de adição de compostos químicos além da possibilidade de utilizar temperaturas e pressões baixas (Ganzenko *et al.*, 2014).

A eletro-oxidação é o método mais adequado para tratar águas residuárias com uma ampla faixa de concentração de DQO (10 mg L^{-1} a 100000 mg L^{-1}) sendo uma boa alternativa para tratar a DQO da vinhaça

(Espanha-gamboa *et al.*, 2011; Sirés *et al.*, 2014). Os ânodos mais utilizados para o processo são o diamante dopado com boro e o ânodo dimensionalmente estável. Em ambos os materiais a reatividade, estabilização e a geração dos radicais hidroxila tem sido comparados (Mousset *et al.*, 2014; Sopaj *et al.*, 2015; Steter *et al.*, 2016), apresentando resultados com correlação direta entre as variáveis de processo, como, densidade de corrente, temperatura de reação, concentração, coeficiente de transporte de massa e eletrólito (Aquino *et al.*, 2012; Brillas e Martínez-huitle, 2015; Guzmán-duque *et al.*, 2014; Li *et al.*, 2016; Ochiai *et al.*, 2011).

Na eletro-oxidação o que mais influência a taxa de degradação é o uso de diferentes eletrólitos, sendo o cloreto de sódio (NaCl) o meio que apresentou os melhores resultados, por conta da formação de cloro ativo durante a eletro-oxidação, sendo fortes agentes oxidantes, auxiliando na degradação do composto orgânico (Araújo *et al.*, 2015). Todavia, esse tipo de meio prejudica o ânodo de diamante dopado com boro (Aquino *et al.*, 2012), sendo então o ânodo dimensionalmente estável o mais indicado, possuindo vantagens como baixo custo e alta estabilidade e atividade eletroquímica (Santos *et al.*, 2014).

3.6.3. Sistemas eletroquímicos

3.6.3.1. Eletrodialise

A Eletrodialise é um processo promissor para recuperação de potássio, pois possui maior seletividade, trazendo um subproduto mais puro. Com a Eletrodialise é possível concentrar os sais da vinhaça, como o potássio (Barros *et al.*, 2020).

A Eletrodialise é realizada a partir da remoção de componentes iônicos de uma solução por uma série de membranas de troca aniônica e catiônica colocadas de forma alternada (Campione *et al.*, 2019). O processo é realizado utilizando uma força motriz elétrica, onde a água residuária que será tratada é bombeada através das membranas (Mohammadi *et al.*, 2004).

As membranas de troca iônicas servem como barreiras seletivas de íons garantindo que os ânions se movam livremente através da membrana de troca aniônica mais próxima em direção ao ânodo, sendo bloqueados pela membrana de troca catiônica seguinte. Enquanto os cátions se movem através da membrana de troca catiônica sendo bloqueados pelas membranas de troca aniônicas, isso leva ao esgotamento do teor de sal nos compartimentos diluídos e ao enriquecimento do concentrado (Campione *et al.*, 2018). A Eletrodialise é capaz de remover ou separar eletrólitos, já que a membrana de troca iônica é capaz de selecionar íons de carga positiva ou negativa, bloqueando os íons de carga oposta (Fukumoto e Haga, 2004).

As principais vantagens da Eletrodialise em comparação com processos tradicionais é que ela não precisa de mudanças de fases, funcionando de uma forma contínua, não precisa de adição de reagentes, diminui a geração de resíduos para o meio ambiente. A Eletrodialise é uma tecnologia limpa capaz de recuperar íons presentes inicialmente no efluente e na água (Strathmann, 2004).

3.6.3.2. Eletrocoagulação

A eletrocoagulação é semelhante à coagulação química convencional, porém usa uma corrente elétrica para a produção dos coagulantes, já na coagulação química há a necessidade de inserir agentes químicos como FeCl_2 , FeCl_3 , $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$, FeSO_4 , etc. (Hashim *et al.*, 2019a, 2019b). Porém, na eletrocoagulação há a necessidade da utilização de metais funcionando como ânodo e cátodo, imersos no efluente.

O metal mais utilizado como eletrodo é o Ferro (Fe), pois devido a corrente, o ânodo de ferro (Fe) é oxidado para Fe^{2+} em um processo chamado dissolução do eletrodo, enquanto a água é reduzida para OH^- e H_2 (Hashim *et al.*, 2017). Posteriormente o Fe^{2+} reage com o OH^- formando o coagulante $\text{Fe}(\text{OH})_2$. O coagulante $\text{Fe}(\text{OH})_2$ e o gás H_2 são responsáveis pela degradação da DQO da água residuária (Garcia-segura *et al.*, 2017; Hashim *et al.*, 2019a). O coagulante adsorve e aprisiona os poluentes enquanto o gás H_2 faz com que

os poluentes flutuam até a superfície da solução (Abdulhadi *et al.*, 2019; Garcia-segura *et al.*, 2017; Hashim *et al.*, 2019a). A eletrocoagulação utiliza 3 métodos para o tratamento, eletroquímica, coagulação e flotação (Hashim *et al.*, 2019a).

A eletrocoagulação tem potencial para ser um tratamento adicional aos tratamentos biológicos no tratamento da vinhaça (Syaichurrozi *et al.*, 2020a) possuindo vantagens sobre outros métodos como o uso de equipamentos mais simples, baixo custo operacional, baixo tempo de retenção, facilidade na operação, formação de menos lodo comparando com coagulação química, não necessita de aditivos químicos (Abdulhadi *et al.*, 2019; Demirbas e Kobya, 2017; Elazzouzi *et al.*, 2017; Hashim *et al.*, 2019a, 2019b; Tak *et al.*, 2015). A Eletrocoagulação pode ser mais eficiente que a própria adsorção utilizando adsorventes, porque os coagulantes são produzidos continuamente por conta da força elétrica durante o processo (Syaichurrozi *et al.*, 2020b).

3.6.4. Sistemas de concentração

3.6.4.1. Filtração

Sistemas utilizando filtros oferecem uma boa alternativa para o tratamento da vinhaça realizando a sua concentração, como por exemplo, a microfiltração (MF) e a ultrafiltração (UF) (Amaral *et al.*, 2014; Barros *et al.*, 2019). Nos dois tipos de filtrações, são produzidos dois fluxos, sendo um permeado com baixa concentração orgânica e nutrientes inorgânicos, e um concentrado possuindo alta concentração de matéria orgânica, podendo ser utilizado como fertilizante (Silva *et al.*, 2020). A MF e a UF conseguem reter apenas a matéria orgânica e sólidos suspensos, sendo que o potássio entre outros íons não são retidos, melhorando o potencial fertilizante da vinhaça concentrada, além de melhorar o concentrado para utilização em biodigestores para produção de biogás (Silva *et al.*, 2020).

Outra forma de filtração é a nanofiltração (NF), podendo ser utilizado para melhorar o permeado tratado pela MF e UF, produzindo um efluente de maior qualidade, pois esse tipo de filtro é capaz de reter macromoléculas e íons

inorgânicos dissolvidos (Silva *et al.*, 2020) Esse processo ainda pode substituir a osmose reversa quando a remoção completa do sal não é necessária, além de que, a NF apresenta menor consumo de energia em comparação com os outros tipos de filtração e possui maiores taxas de fluxo de permeado (Shon *et al.*, 2013). O concentrado produzido pela nanofiltração pode ser utilizado para fertirrigação, reduzindo custos de transporte quando feito por caminhões (ANA – Agência nacional de águas, 2009).

A maior desvantagem da utilização de membranas para filtração é a incrustação, que atua como barreira impedindo a permeação, diminuindo o fluxo do permeado, sendo necessário uma maior frequência de limpeza das membranas, reduzindo sua vida útil e aumentando o custo final do processo (Guo *et al.*, 2012). Essa incrustação ocorre por conta da adsorção ou deposição de matéria orgânica na superfície ou nos poros da membrana ou pela formação de biofilme (Guo *et al.*, 2012).

Coagulação/floculação pode ser usada para diminuir o problema da incrustação (Tang *et al.*, 2020). A coagulação tem sido utilizada junto com a NF para melhorar a remoção de matéria orgânica além de reduzir o problema da incrustação, já que a matéria orgânica é aglomerada pelos floculantes, formando flocos que são removidos mais facilmente pela UF, aumentando a eficiência do tratamento da UF e reduzindo a incrustação da membrana de NF (Du *et al.*, 2019; Lu *et al.*, 2020).

A coagulação também pode ser utilizada em processos de MF-NF, com o mesmo propósito do processo UF-NF, melhorar a retenção da matéria orgânica na MF diminuindo a incrustação da membrana NF. Diretamente a coagulação não impede que forme a incrustação, porém ao formar uma camada de torta na MF induzida pelos flocos acumulados na superfície, ela se torna mais eficiente na retenção da matéria orgânica solúvel (Zhang *et al.*, 2012).

3.6.4.2. Coagulação/floculação e precipitação

Os coagulantes possuem capacidade de agregar matéria orgânica, podendo ser utilizados juntamente com membranas em processos de filtração, formando uma camada de torta porosa que pode ser removida com mais facilidade para manutenção das membranas, além de melhorar o permeado de MF e UF, contribuindo para mitigação em processos de NF (Zhang *et al.*, 2012).

Os taninos são um tipo de coagulante compostos por polifenólicos vegetais solúveis em água, sendo utilizado no tratamento de água potável e de efluentes industriais, por ser um coagulante biodegradável, o uso em processos de filtração é seguro, podendo utilizar o concentrado para fertirrigação (Beltrán-heredia *et al.*, 2011; Beltrán-heredia *et al.*, 2010; Özacar e Şengil, 2000, 2003; Souza *et al.*, 2013).

O processo de coagulação apresenta uma fácil operação (Rivas *et al.*, 2004) possui uma boa remoção de fósforo, nitrogênio, DBO, DQO, sólidos totais em suspensão e cor (Bustillo-lecompte e Mehrvar, 2015; Georgiou *et al.*, 2003). A cal tem sido utilizada como coagulante no tratamento de águas residuárias industriais obtendo boa eficiência removendo de 70 a 90% de cor e 50 a 60% de DQO (Georgiou *et al.*, 2003), apresentando boas propriedades para amaciamento e ajuste do pH (Ayeche, 2012). Além disso, a cal ter menor custo em comparação com outros tipos de coagulantes (Ayoub *et al.*, 2011).

A precipitação ou coagulação/floculação utilizando cal é considerado um processo eficaz para remoção de matéria orgânica, sólidos totais em suspensão, fósforo, turbidez, óleos e cor (Garg *et al.*, 2005). Entretanto, todo o processo depende das condições de operação, que precisam ser adaptadas de acordo com o tipo de efluente e tipo de coagulante, elevando os custos do processo caso feito de maneira errada (Ayeche, 2012).

A vinhaça é caracterizada por ser um efluente com coloração escura e alta turbidez, isso atrapalha processos de tratamento como foto-fenton, logo, pode-se utilizar um pré-tratamento como a coagulação/floculação para mitigar esse problema (Zayas *et al.*, 2007). Utilizando sal de ferro como coagulante,

pode ser ainda mais vantajoso, pois o metal dissolvido que restar também pode ser empregado como catalisador do processo de fenton e foto-fenton, reduzindo custos totais do processo (Rodrigues *et al.*, 2017).

3.6.4.3. Osmose direta, osmose reversa e destilação por membrana

Outro tipo de concentração da vinhaça utilizando membranas é a osmose reversa e a osmose direta (Madaeni e Zereski, 2010). Na osmose reversa, a pressão hidráulica é utilizada como força motriz, já a osmose direta é um processo conduzido osmoticamente, ou seja, a diferença de pressão osmótica entre duas soluções, com uma membrana semipermeável como separação, impulsiona a difusão de água da solução diluída de alimentação para a solução concentrada de extração através da membrana (Bogler *et al.*, 2017; Mccutcheon e Elimelech, 2006).

As desvantagens da utilização da osmose reversa é o elevado consumo de energia elétrica que é necessária para separação, já para osmose direta é a dificuldade em determinar as soluções de extração adequadas para conduzir o fluxo transmembrana, além da necessidade de uma etapa de regeneração da solução de extração (Johnson *et al.*, 2018).

A destilação por membrana é um processo que consiste em um gradiente de temperatura feito através de uma membrana hidrofóbica microporosa (Ali *et al.*, 2016). A destilação por membrana pode ser considerado um processo sustentável onde o transporte de água é feito termicamente. A água evapora de uma solução de alimentação quente, passa por uma membrana hidrofóbica microporosa e condensa para formar uma corrente de destilado. A separação acontece entre a fase líquida e o vapor, produzindo uma água doce pura, já que os contaminantes não voláteis são retidos na solução de alimentação (Drioli *et al.*, 2015; Lawson e Lloyd, 1997). A desvantagem da destilação por membrana é que o consumo de energia é mais elevado, comparando com uma separação por osmose (Dow *et al.*, 2016).

Escolher o melhor método para cada caso é o maior desafio, pois as características da água residuária e as condições de operação que vão determinar as dificuldades de cada sistema, e a energia necessária (Khayet, 2011). A utilização de membranas geralmente necessita de menos energia do que evaporadores, porém nestes há o problema da incrustação da membrana quando altos níveis de sólidos e matéria orgânica estão presentes na solução de alimentação (Park et al., 2015).

3.6.4.4. Evaporação

A evaporação é um método de concentração da vinhaça, empregada principalmente para diminuir o volume da vinhaça, conseqüentemente diminuindo os gastos para seu transporte (Pina *et al.*, 2017), além da possibilidade da utilização da vinhaça concentrada como ração, ou utilização para queimas em caldeiras para geração de energia (Christofoletti *et al.*, 2013).

Nesse processo, a água tratada é retirada da vinhaça sem a perda de sólidos, reduzindo seu volume. Porém, existe problemas para esse método, como a rápida incrustação dos evaporadores e a cristalização espontânea conforme a concentração de sólidos aumenta (Rodrigues, 2008). Além disso, a unidade de evaporação requer grande quantidade de vapor, sendo um processo que consome muita energia (Carvalho e Silva, 2011). A alta demanda de energia é o maior obstáculo do uso da evaporação da vinhaça (De Gomes *et al.*, 2011).

3.7. Revisão sistemática

A revisão sistemática é uma maneira rígida de sintetizar pesquisas científicas disponíveis. A revisão sistemática usa uma metodologia pré-definida, possuindo questões claramente discutidas, e métodos para identificar e avaliar as pesquisas de maior relevância, além de organizar, analisar e discutir dados inclusos na revisão. A revisão sistemática visa traçar uma trajetória dos estudos existentes, melhorando a confiança e precisão de recomendações combinando várias pesquisas individuais (Roever, 2017).

A Cochrane Collaboration foi a pioneira na utilização do termo revisão sistemática, e essa metodologia foi desenvolvida ao tentar condensar dados de ensaios clínicos randomizados (Magarey, 2001). A revisão sistemática da literatura pode ser orientada pelas recomendações da Cochrane Collaboration (Higgins e Green, 2005) e as etapas estão demonstradas na Tabela 3.

Tabela 3: Etapas da revisão sistemática segundo a Cochrane Collaboration.

Etapas	
1	Formulação do problema
2	Localização e seleção das publicações
3	Avaliação da qualidade das publicações
4	Coleta de dados
5	Análise e apresentação dos resultados
6	Discussão dos resultados
7	Aperfeiçoamento e atualização

Fonte: Adaptado de Higgins e Green (2005).

De acordo com Sampaio e Mancini (2007) o primeiro passo para a realização de uma revisão sistemática é a definição da pergunta ou formulação do problema. Essa pergunta deve ser bem formulada e clara, pois ela que vai reger toda a temática da revisão sistemática. O passo 2 é buscar a evidência, onde os pesquisadores devem incluir todos as pesquisas importantes ou que possam ter algum impacto na conclusão da revisão. É nessa fase que é definida as palavras-chave utilizadas nas buscas, além da estratégia total de busca. Após a busca, para o passo 3 é necessário a leitura das pesquisas selecionadas, avaliando de início o título e o resumo de cada estudo obedecendo fielmente os critérios de inclusão e exclusão definidos anteriormente com base na pergunta inicial. Após a seleção final dos estudos, é feita uma análise de qualidade, considerando possíveis fontes de erros que podem vir a comprometer a relevância dos estudos. E, por fim, é realizada a apresentação dos resultados destacando as características principais de todos os artigos selecionados.

Esse tipo de revisão possibilita localizar, sintetizar e validar os resultados das publicações sobre um determinado tema, demonstrando o estado atual da temática. É o tipo de revisão da literatura mais confiável, pois faz uso de métodos mais rigorosos, amplos, explícitos e reprodutíveis de pesquisa (Mulrow *et al.*, 1997).

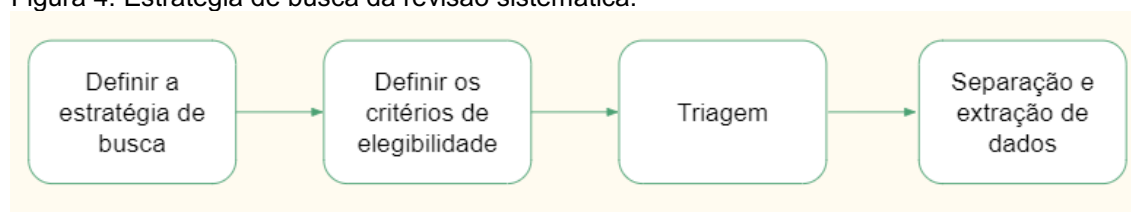
3.8. Considerações finais sobre o estado da arte

Como podemos observar, existem diversos métodos para o tratamento e reutilização da vinhaça, tratamentos biológicos como digestão anaeróbia para produção de biogás ou outros tipos de tratamentos biológicos aeróbios utilizando micro-organismos, além dos tratamentos físico-químicos como os processos de oxidação avançados (POAs) compreendendo tratamentos como ozonização, fenton e foto-fenton, eletro-fenton, eletro-oxidação, fotocátalise heterogênea, além dos tratamentos bioeletroquímicos como eletrocoagulação e eletrodialise, e também tratamentos mais simples como os tratamentos por concentração, como filtrações, evaporação, osmose direta, osmose reversa e destilação por membrana. Reunir informações para se obter uma discussão sobre qual o melhor tratamento de acordo com o necessário é de extrema importância para adequar o processo à necessidade, sempre buscando a viabilidade técnica, econômica e ambiental.

4. Material e métodos

Este trabalho é uma revisão sistemática da literatura sobre tratamento de vinhaça, a fim de demonstrar seus principais métodos e pós-usos, investigando quais tratamentos foram mais eficientes, se foram utilizados um ou mais tratamentos simultaneamente, e a eficiência energética no caso da geração de bioenergia. A importância da realização desse trabalho consiste em conhecer o estado das pesquisas científicas e compreender as tendências para o tratamento ou uso da vinhaça, buscando um diagnóstico atual da temática, colaborando para futuros trabalhos a serem desenvolvidos. Para atingir esses objetivos, a presente revisão sistemática foi conduzida de acordo com método de *Preferred Reporting Items for Systematic Review and MetaAnalyses (PRISMA) guidelines* (Liberati *et al.*, 2009). Os passos

Figura 4: Estratégia de busca da revisão sistemática.



Fonte: Autoria própria.

4.1. Estratégia de busca

Foram utilizadas as plataformas de pesquisa ScienceDirect e PubMed para busca das informações disponíveis até fevereiro de 2021. A estratégia de busca utilizada foram as palavras-chave “Vinasse AND uses OR treatment”.

Após o término da busca, foi realizado o processo de triagem, onde primeiramente foram retirados artigos em duplicata e artigos em que o título não estava de acordo com o tema proposto e, após essa fase, todos os resumos foram lidos e os que fugiram do tema proposto também foram excluídos. Foi realizado o *download* de todos os documentos que demonstraram serem de interesse da pesquisa, onde estes foram armazenados na nuvem *Google Drive* para que posteriormente fossem filtrados e assim escolhidos os que mais se adequavam para dar continuidade à pesquisa por revisores independentes.

Os documentos escolhidos para a retirada de dados foram lidos por completo, as informações obtidas reunidas em uma planilha eletrônica, e posteriormente, a partir de gráficos, analisadas estatisticamente para melhor interpretação das informações.

4.2. Critérios de elegibilidade e extração de dados

Os critérios de elegibilidade predefinidos foram adotados para avaliar todos os estudos. Os estudos foram incluídos se eles atendessem os seguintes critérios: o estudo deve ter sido publicado em língua inglesa, com no máximo 5 anos de publicação (2016 a 2021), apenas artigos científicos foram utilizados, sendo desconsiderados artigos de revisão, teses, dissertações e monografias. Documentos sem acesso completo ou sem a possibilidade de realizar *download* também foram descartados.

Dos artigos selecionados, primeiramente foram divididos em 3 tipos de tratamento: tratamento biológico, tratamento físico-químico, e tratamento biológico e físico-químico. Os artigos de tratamento biológico foram separados em digestão anaeróbia e produção de biogás, outros tratamentos biológicos (fungos, bactérias, microalgas e plantas) e tratamento utilizando células a combustível microbiana. Já os tratamentos físico-químicos foram separados em processos oxidativos avançados (POAs), sistemas eletroquímicos e sistemas de concentração.

Os dados extraídos para os artigos sobre digestão anaeróbia e produção de biogás foram: autoria e ano de publicação do estudo, protocolo do estudo, país onde o estudo foi realizado, tipo de substrato usado, configuração do reator, temperatura de operação do reator, eficiência de remoção de matéria orgânica, produção volumétrica de biogás e eficiência energética (produção de metano). Em alguns artigos a eficiência energética foi calculada em relação ao substrato consumido através da relação de moles de metano produzidos multiplicado pelo poder calorífico do metano, com moles de acetato de sódio reduzidos multiplicado pelo seu poder calorífico.

Os dados extraídos para os artigos sobre outros tratamentos biológicos (fungos, bactérias, microalgas e plantas) foram: autoria e ano de publicação do

estudo, protocolo do estudo, país onde o estudo foi realizado, tipo de substrato usado, tipo de tratamento utilizado, eficiência de remoção de DQO e alteração no pH.

Os dados extraídos para os artigos sobre tratamentos físico-químicos foram: autoria e ano de publicação do estudo, protocolo do estudo, país onde o estudo foi realizado, tipo de substrato usado, tipo de tratamento utilizado, eficiência de remoção de DQO e alteração no pH, cor e turbidez.

Artigos onde o foco principal era a geração de um subproduto, ou artigos que não possuíssem nenhum dado necessário para realizar a análise foram retirados.

4.3. Análise de risco de viés

Este estudo é baseado na lista de verificação padrão PRISMA (Itens de Relatório Preferenciais para Revisões Sistemáticas e Meta-análises).

Para os itens descritos na tabela 4 a verificação foi feita com base nos critérios: Sim ou Não/Não Relatado. Para os itens de 1 a 3 fica a critério opinativo do leitor, se houve um bom entendimento do texto foi considerado “sim” como resposta. Para o item 4, a análise feita foi se houve ou não a descrição dos tempos de operação na parte da metodologia. No item 5 foi considerado como parâmetros para a análise química, artigos contendo ao menos DQO afluente ou Carbono orgânico total (COT) e pH da vinhaça bruta, ou controlado. Como a DQO afluente e pH são os parâmetros de maior importância, qualquer artigo que não possuir um desses itens terá “não” como resposta. O item 6 é referente a qualidade dos artigos, uma análise feita com duplicatas ou triplicatas confere um resultado com maior qualidade. E para o item 7, se houve a descrição de quais métodos analíticos foram utilizados para a obtenção dos resultados.

Tabela 4: Critérios para análise de risco de viés

Critério
1. Objetivos descritos claramente?
2. A justificativa do artigo foi bem explicitada?
3. Metodologia bem descrita?
4. Os tempos de operação foram claramente descritos?
5. Análise química da vinhaça
6. Realização de duplicatas ou triplicatas
7. Descrição dos métodos analíticos

Fonte: Autoria própria.

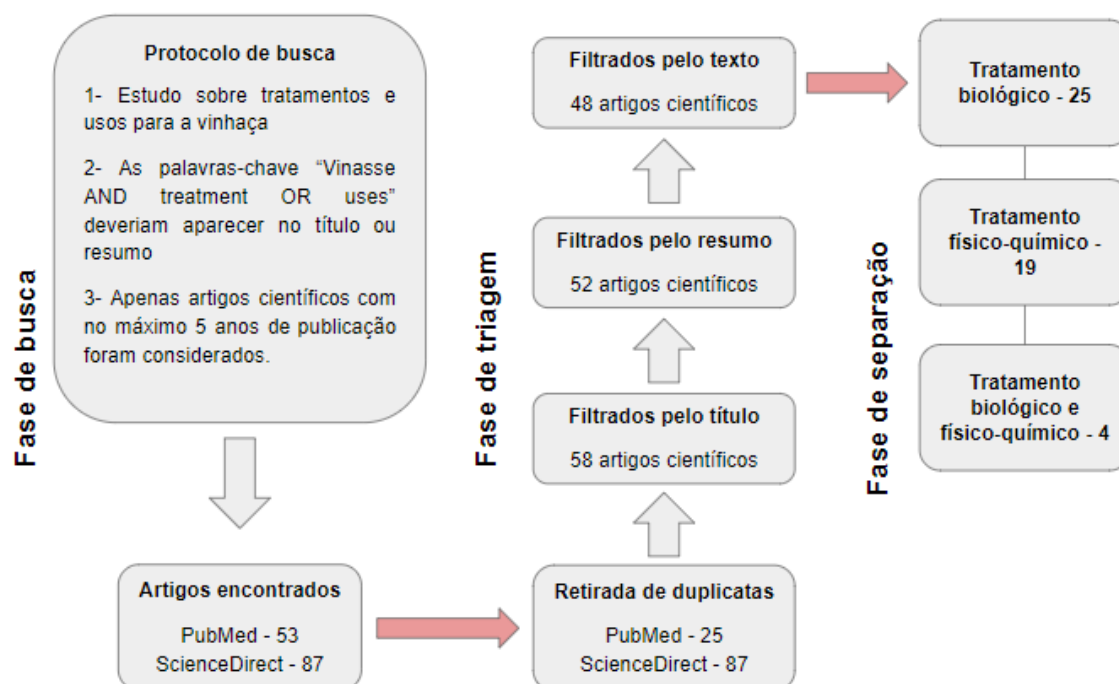
5. Resultados e discussão

5.1. Seleção de estudos

A fase de buscas com as palavras-chave “vinasse AND treatment OR uses” retornou um total de 288 artigos (182 ScienceDirect, 106 Pubmed). Assim, a partir da ferramenta busca avançada dos buscadores, foram filtrados apenas artigos científicos publicados nos últimos 5 anos e em língua inglesa, retornando 140 artigos (87 ScienceDirect, 53 Pubmed), demonstrando ser um assunto bastante atual, visto que aproximadamente metade dos artigos retornados inicialmente referiam-se às publicações dos últimos 5 anos.

Para a fase de triagem, foram retirados 28 artigos em duplicata selecionados a partir dos buscadores ScienceDirect e Pubmed. A partir desse resultado, foi feita a leitura dos títulos e dos resumos dos artigos, sendo 48 artigos selecionados que estavam de acordo com os critérios de seleção descritos, para expressar uma visão ampla sobre os tratamentos e usos da vinhaça. A partir destes, foram separados para o estudo 25 artigos com o foco em tratamento biológico, 19 artigos com o foco em tratamento físico-químico e 4 artigos com tratamento biológico e físico-químico. Os resultados da estratégia de busca estão demonstrados na Figura 4.

Figura 5: Resultados da estratégia de busca da revisão sistemática.

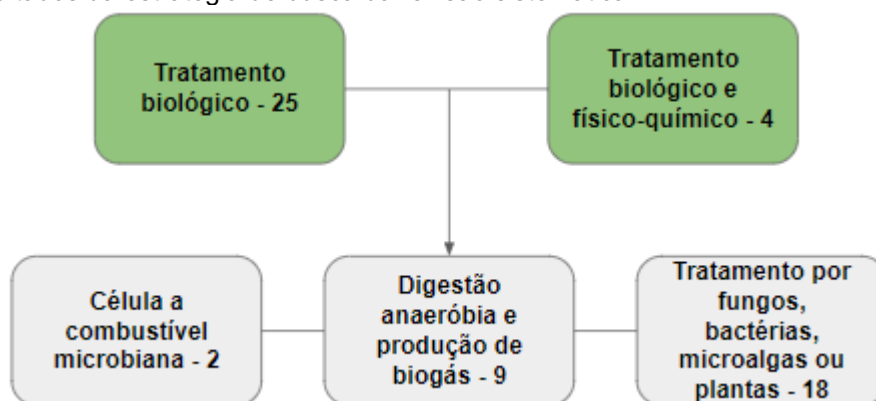


Fonte: Autoria própria.

5.2. Tratamentos biológicos

Após a fase de separação, os 29 artigos com tratamento biológico, sendo 4 integrados com tratamento físico-químico, foram divididos de acordo com a Figura 5. Artigos que utilizaram célula a combustível microbiana foram descartados da análise pela escassez de dados para comparação, já que foram encontrados apenas 2 artigos.

Figura 6: Resultados da estratégia de busca da revisão sistemática.



Fonte: Autoria própria.

5.2.1. Digestão anaeróbia e produção de biogás

Depois de avaliar os artigos, 9 artigos foram incluídos neste trabalho de avaliação do tratamento anaeróbio e produção de biogás a partir da vinhaça (Tabela 5). Entre eles, há 1 da Turquia (Turker e Dereli, 2021), 1 da Itália (Petta *et al.*, 2017), 1 de Cuba (Cabrera-díaz *et al.*, 2017), 2 do México (España-gamboa *et al.*, 2017; Estrada-arriaga *et al.*, 2021) e 4 do Brasil (Fuess *et al.*, 2017; Magalhães *et al.*, 2020; Ramos e Silva, 2020; Santos *et al.*, 2017). Todos os artigos reportaram as condições da vinhaça afluyente e pode-se observar a elevada concentração de matéria orgânica, acima de 15000 mg L⁻¹, e baixo valor do pH, entre 3,5 e 7,1. A Tabela 5 apresenta a composição resumida da vinhaça usada nos estudos selecionados.

Tabela 5: Composição da vinhaça dos artigos selecionados com foco em tratamento utilizando digestão anaeróbia e produção de biogás.

Autor	País de origem	Origem da vinhaça	DQO (mg L ⁻¹)	pH	N (mg L ⁻¹)	P (mg L ⁻¹)	K (mg L ⁻¹)
Estrada-Arriaga et al. (2021)	México	Agave	71000	3,5	813	325	322
Turker e Dereli (2021)	Turquia	Beterraba	32300 ± 5600	5,5 ± 0,3	1920 ± 360	73 ± 15	3643 ± 842
Magalhães et al. (2020)	Brasil	Cana-de-açúcar	32917 ± 2270	5,5 ± 0,1	-	44 ± 10	2729 ± 38
Ramos e Silva (2020)	Brasil	Cana-de-açúcar	32003 ± 3330	7,0 ± 0,3	-	-	-
Santos et al. (2017)	Brasil	Cana-de-açúcar	16706	3,8	97	98	3175
Petta et al. (2017)	Itália	Uva	44000 ± 51	3,8	254 ± 26	604 ± 29,01	-
Fuess et al. (2017)	Brasil	Cana-de-açúcar	22900 ± 4000	4,5 ± 0,1	862 ± 219	113 ± 105	-
Cabrera-Diaz et al. (2017)	Brasil	Cana-de-açúcar	24500 ± 4160	4,9	244 ± 20	-	3670 ± 750
Espana-Gamboa et al. (2017)	México	Cana-de-açúcar	110065 ± 11486	4,39 ± 0,006	1.720 ± 217	-	-

Fonte: Autoria própria.

A elevada concentração de matéria orgânica, medida em termos de DQO, está relacionada com a origem da vinhaça. A vinhaça é um resíduo da destilação seguinte da fermentação de carboidratos de diferentes fontes de açúcares, como cana-de-açúcar, beterraba, agave, uva, entre outros (Christofoletti *et al.*, 2013). Além disso, a vinhaça é uma água residuária rica em nitrogênio, fósforo e potássio o que torna os tratamentos biológicos e a fertirrigação altamente vantajosos para esse tipo de efluente.

Pode-se visualizar na tabela 5 que o substrato mais usado que gera a vinhaça como resíduo é a cana-de-açúcar, já que é a matéria prima mais utilizada para produção de etanol (Pedro-Escher *et al.*, 2016). Dos artigos selecionados, observa-se que seis deles possuem a cana-de-açúcar como matéria prima da vinhaça, e que em cinco destes artigos a vinhaça foi coletada no Brasil. Isso pode ser explicado pelo fato do Brasil ser o maior produtor de cana-de-açúcar no mundo, possuindo em 2010, aproximadamente 5,57 milhões de hectares plantados e uma safra de 427 milhões de toneladas por ano (De Barros *et al.*, 2010).

No Brasil, grande parte da vinhaça de cana-de-açúcar é devolvida ao solo para fertirrigação, porém, de acordo com Moraes *et al.*, (2014), a fertirrigação pode ser considerada uma perda de energia, que poderia vir a ser convertida em lucro econômico, já que é uma fonte de energia que é apenas jogada no solo. Entretanto, muitos estudos indicam que a vinhaça da cana-de-açúcar possui um grande potencial energético (Fuess *et al.*, 2017), como exemplo, tem-se os resultados obtidos por Moraes *et al.*, (2014) que mostram a rentabilidade da digestão anaeróbia da vinhaça em usinas de processamento de cana-de-açúcar, não só sob olhar energético, como também ambiental e econômico. Para Silva *et al.*, (2020), considerar a vinhaça de cana-de-açúcar como um subproduto e não como um resíduo é importante para aperfeiçoar o potencial energético e o desenvolvimento sustentável do etanol.

Outras indústrias que geram vinhaça como subproduto, são a de produção de tequila e vinho. Muito comum no México, a tequila é uma bebida alcoólica produzida a partir do agave (Estrada-Arriaga *et al.*, 2021). A vinhaça de tequila é considerada de alta resistência e muito poluente, pois é liberada ao meio ambiente em altas temperaturas, em um pH ácido, e com DQO e DBO elevadas (Arreola-Vargas *et al.*, 2018; García-Depraect *et al.*, 2020a, 2020b; 2020c; Toledo-Cervantes *et al.*, 2018), como pode ser visto na Tabela 5 no trabalho de Estrada-Arriaga *et al.* (2021) e España-Gamboa *et al.* (2017). Outras características deste tipo de vinhaça que podem ser consideradas negativas, são os compostos fenólicos, aldeídos, sulfetos, 2-furoato de metila, 5-hidroximetilfurfural, altas quantidades de potássio, além de ácidos graxos que ela possui, que para uma digestão anaeróbia podem resultar em menores rendimentos de metano e menor remoção de DQO (Arreola-Vargas *et al.*, 2018; Buitrón *et al.*, 2014; Méndez-Acosta *et al.*, 2010).

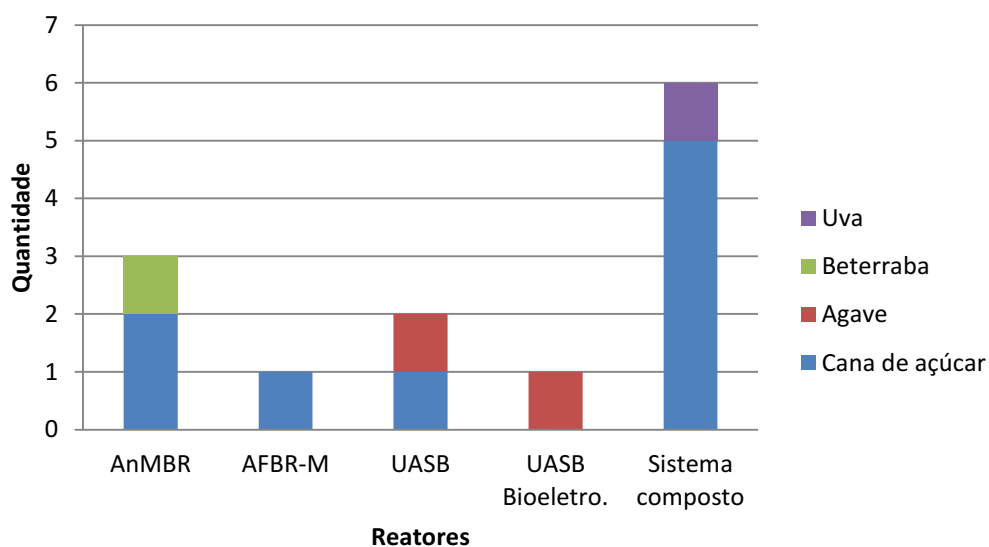
A vinhaça proveniente da uva é obtida durante o processo de destilação do vinho na indústria vinícola (Petta *et al.*, 2017). Os volumes da vinhaça divergem durante os meses do ano, necessitando de um tratamento versátil que consiga combater a oscilação do fluxo (Bolzonella *et al.*, 2010).

5.2.1.1. Influência do tipo de configuração na remoção de matéria orgânica e eficiência energética

Dos 9 artigos selecionados que utilizaram reatores para o tratamento anaeróbio da vinhaça, 4 utilizam mais de um reator a fim de comparação entre eles. Estrada-Arriaga *et al.* (2021) utilizaram um reator do tipo UASB bioeletroquímico em comparação com um UASB tradicional. Ramos e Silva (2020) compararam um sistema de reatores em série, consistindo em um reator de leito fluidizado anaeróbio acidogênico (AFBR-A) e um reator de leito fluidizado anaeróbio metanogênico sequencial (AFBR-S), com um reator de leito fluidizado anaeróbio metanogênico de estágio único (AFBR-M). Fuess *et al.* (2017) utilizaram dois tipos de reatores na fase metanogênica, um UASB e um reator anaeróbio de leito estruturado (ASTBR), ambos na sequência de um reator de leito fixo (APBR) para fase acidogênica. España-Gamboa *et al.* (2017) utilizaram um biorreator de leito fluidizado (FBR) acoplado a um UASB, e compararam com um sistema utilizando apenas o reator UASB.

De acordo com a Figura 6, os reatores mais utilizados foram os biorreatores de membrana anaeróbia (AnMBR), com 3 reatores, e os sistemas compostos com mais de um tipo de biorreator, com 6 reatores.

Figura 7: Quantidade de reatores utilizados para a digestão anaeróbia e produção de biogás e os respectivos substratos geradores da vinhaça.



Fonte: Autoria própria.

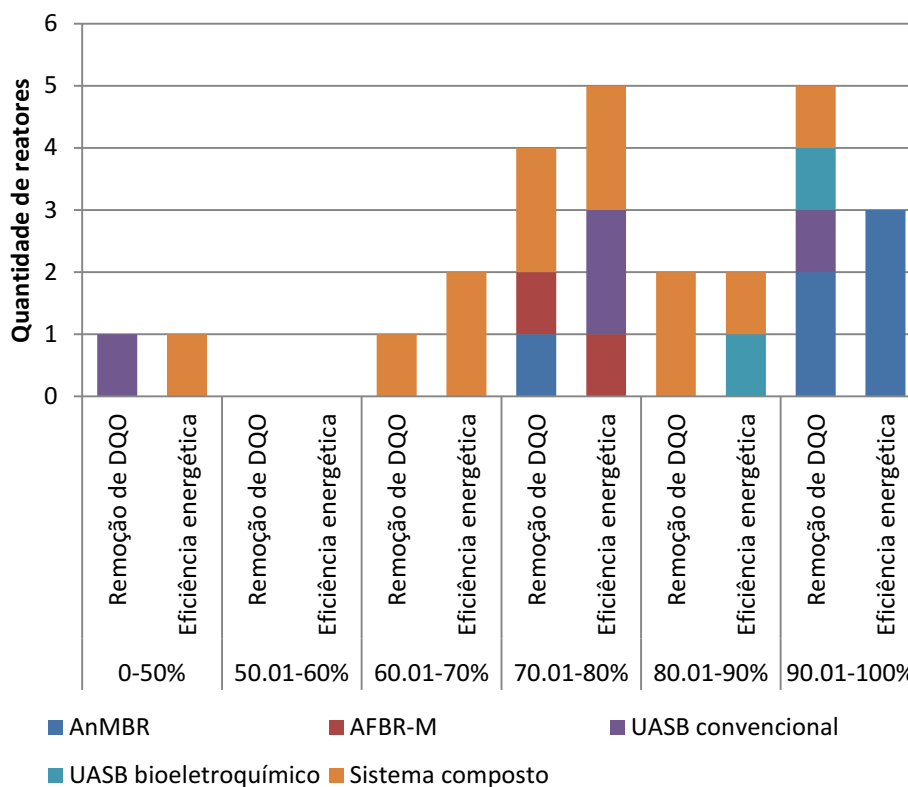
O reator UASB é um dos sistemas mais utilizados para o tratamento da vinhaça vinda da produção de etanol, pois esta configuração de biorreator tem menor geração de lodo e converte pelo menos metade da matéria orgânica (DQO) da vinhaça em biogás (Akarsubasi *et al.*, 2006). Além disso, outro ponto vantajoso reportado deste sistema é a sua simplicidade operacional e construtiva, não necessitando de equipamentos aprimorados, viabilizando-o economicamente (Espanña-Gamboa *et al.*, 2012; Chernicharo, 2007). Os custos dos reatores UASB são menores do que as outras tecnologias propostas, como o sistema de lodos ativados, que requerem aeradores e alta demanda energética para a aeração, além dos reatores de membrana que possuem custos extras de material e manutenção por conta das membranas (Espanña-Gamboa *et al.*, 2012).

Para os sistemas combinados, pode-se observar a separação de fases no qual o primeiro reator foi responsável pela fase de acidogênese e acetogênese e o segundo reator foi onde ocorreu a metanogênese. Esse processo acontece para melhorar a recuperação energética em comparação com um reator único, pois, no sistema combinado, no primeiro reator pode-se obter o gás hidrogênio que tem um poder calorífico aproximadamente 2,5 vezes maior do que o metano que é obtido no segundo reator (Fuess *et al.*, 2017; Ramos e Silva, 2020). Outros trabalhos usaram mais do que um reator em série para melhorar a qualidade do tratamento da vinhaça (Cabrera-Díaz *et al.*, 2017; España-Gamboa *et al.*, 2017; Petta *et al.*, 2017).

Com relação à remoção de matéria orgânica, todos os sistemas tiveram uma eficiência de no mínimo 48%. No entanto, os biorreatores de membrana anaeróbia (AnMBRs) são os que apresentam as maiores taxas de eficiência de remoção de matéria orgânica (Figura 7). Turker e Dereli (2021) observaram eficiência de 92% de remoção de DQO da vinhaça da indústria de fermento de pão, por causa da eliminação quase completa da matéria orgânica particulada do afluente (Tabela 6). Os reatores AnMBRs possuem uma elevada retenção de sólidos em suspensão, além de uma elevada atividade microbiana que diminui a carga orgânica solúvel (Liu *et al.*, 2020; Musa *et al.*, 2018). Nos reatores AnMBR, a membrana pode ser usada para reter micro-organismos

especiais para degradar poluentes específicos nas águas residuárias (Tao *et al.*, 2012; Van Lier, 2008). Outras vantagens deste tipo de reator é que ele oferece baixa manutenção, resiliência em relação à qualidade da alimentação, rápida inicialização e uma taxa de carregamento alta em relação aos reatores tradicionais (Chang e Kim, 2005; Jegatheesan *et al.*, 2016; Lin *et al.*, 2013). Por outro lado, o fluxo de alimentação é menor do que o utilizado nas outras configurações para evitar o rompimento das membranas (Maaz *et al.*, 2019). Outro ponto negativo destes sistemas é a colmatação e o entupimento da membrana causado principalmente pelo crescimento de biofilme na parede da membrana ou dentro de seus poros. Logo, atualmente o maior desafio vem sendo o estudo de novos materiais de membrana, novas configurações de processo e otimização das condições operacionais, que possam evitar esse problema (Aslam *et al.*, 2018).

Figura 8: Relação entre eficiência energética e remoção de DQO e os reatores utilizados para a digestão anaeróbia e produção de biogás.



Fonte: Autoria própria.

Tabela 6: Caracterização dos diferentes tratamentos utilizando reatores.

Autor	País	Tipo de reator	Temperatura de operação (°C)	Eficiência de remoção de DQO (%)	Eficiência energética (%)
Estrada-Arriaga et al. (2021)	México	UASB	35	93	82,9
		UASB Bioeletroquímico	35	93	77,7
Turker e Dereli (2021)	Turquia	AnMBR	37	78	97,8
Magalhães et al. (2020)	Brasil	AnMBR	22	93,3	94,6
Ramos e Silva (2020)	Brasil	AFBR-M	55	73,2	72,9
		AFBR-A + AFBR-S	55	70,1	63,2
Santos et al. (2017)	Brasil	AnMBR	25	97,8	93,7
Petta et al. (2017)	Itália	UASB + UF-MBR	37	97	82,3
Fuess et al. (2017)	Brasil	APBR + ASTBR	55	82,6	73,2
		APBR + UASB	55	75,5	68,8
Cabrera-Diaz et al. (2017)	Cuba, Espanha, Brasil	APBR + UASB	35	86,7	74,8
Espana-Gamboa et al. (2017)	México	UASB	25	48	74,9
		FBR-UASB	25	64	48,2

Fonte: Autoria própria.

Os reatores do tipo UASB convencional geralmente tem um bom rendimento na remoção de matéria orgânica, sendo maiores que 70% (Figura 7 e Tabela 6), pois tem elevada concentração de micro-organismos com alta atividade específica nos grânulos que ficam na manta de lodo e em suspensão dentro do reator (Kongjan *et al.*, 2011). Em um dos estudos analisados, a eficiência de remoção de matéria orgânica foi inferior a 50% pois os micro-organismos anaeróbios podem ter sido inibidos pela presença de compostos recalcitrantes da vinhaça (Espana-Gamboa *et al.*, 2017). Visando melhorar o desempenho da remoção de matéria orgânica, Espana-Gamboa *et al.* (2017) incluíram um biorreator de leito fluidizado (FBR) junto ao UASB, obtendo assim uma melhor qualidade do efluente (remoção total de DQO de 64%). Outra proposta para melhorar o reator UASB foi modificá-lo acoplando um sistema bioeletroquímico, como o proposto por Estrada-Arriaga *et al.* (2021), que obtiveram eficiência remoção de DQO superior a 90%, maior do que os observados nos reatores convencionais analisados neste estudo (Tabela 6). Petta *et al.* (2017) utilizou um reator do tipo UASB como pré-tratamento para reduzir a parte da DQO facilmente degradável e posteriormente utilizou

ultrafiltração (UF-MBR), sendo o único sistema composto que obteve remoção de DQO acima de 90%.

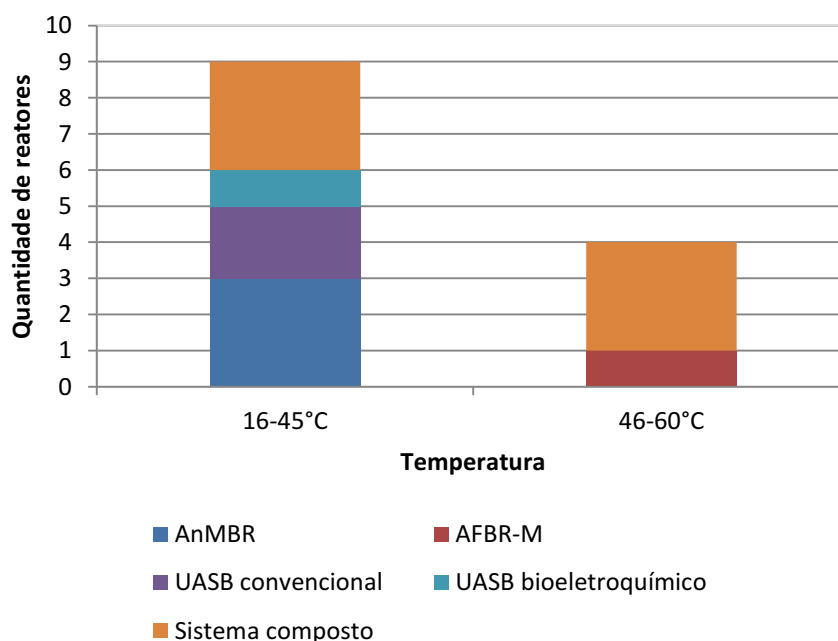
Com relação à eficiência energética, observa-se que os reatores AnMBR obtiveram as maiores porcentagens de produção de energia (tabela 6), seguido dos reatores UASB bioeletroquímico e os reatores de sistema composto e, por último, o AFBR-M. Essa mesma tendência pôde ser observada na remoção de matéria orgânica. Por causa da membrana, os AnMBR possuem uma ótima retenção de biomassa pela separação física dos micro-organismos, o que proporciona uma produção significativamente maior do biogás do que os demais sistemas estudados (Dereli *et al.*, 2012). Como podemos ver na tabela 6 os reatores UASB apresentaram eficiência energética superiores a 75%, pois são reatores que toleram elevadas cargas orgânicas e podem operar com um alto tempo de retenção de sólidos, aumentando assim a produção de metano (Chernicharo *et al.*, 2007).

Durante o estudo, um único uso de UASB bioeletroquímico foi observado onde Estrada-Arriaga *et al.* (2021) obtiveram uma remoção de DQO na acima de 90% e eficiência energética acima de 80% (tabela 6). Esses resultados com o reator bioeletroquímico se mostraram mais eficientes em produção de metano do que no reator UASB convencional (Estrada-Arriaga *et al.*, 2021) mostrando a viabilidade de aplicação de sistemas bioeletroquímico no tratamento da vinhaça. Recentemente, muitos estudos estão sendo realizados por meio da tecnologia assistida via bioeletroquímico (power to gas), para aumentar a produção de metano e tratar águas residuárias (Choi e Lee, 2019; Park *et al.*, 2019; Wang *et al.*, 2019). Nestes estudos, um rendimento de metano de 90% ou mais foram obtidos em relação ao rendimento teórico e, comparando com um reator de digestão anaeróbia convencional, também obtiveram um desempenho melhor. Nessa tecnologia ocorre a reação de oxidação da matéria orgânica da vinhaça através de reações bioeletroquímicas, formando elétrons e prótons, sendo posteriormente utilizados para oxirredução na fermentação ou metanogênese, aumentando assim a produção de metano e hidrogênio (Kim *et al.*, 2018; Zhang *et al.*, 2019).

5.2.1.2. Influência da temperatura de operação na remoção de matéria orgânica e eficiência energética

Em relação às temperaturas, para Parsae *et al.*, (2019) os micro-organismos mais utilizados para a digestão anaeróbia da vinhaça necessitam de condições específicas para produção ideal do biogás como pH entre 6 e 7,5 e temperatura entre 35 e 55 °C, ou seja, na faixa de temperatura mesofílica e termofílica. Como pode ser visto na Tabela 6 e na Figura 8, todos os artigos selecionados (9 artigos) trabalharam com temperaturas operacionais, entre 16 e 55 °C, sendo 2 em condições termofílicas (55 °C) e 7 em condições mesofílicas (22-37 °C). Os micro-organismos mesofílicos são os melhores para esse tipo de processo já que aplicar temperaturas maiores na digestão anaeróbia de efluentes com alta carga de matéria orgânica, como é o caso da vinhaça, geram muitos compostos ácidos que dificultam a etapa de metanogênese e requerem a adição de um alcalinizante ou de um tampão para melhorar a metanogênese (Döll e Foresti, 2010). Essa grande geração de ácidos voláteis pode desencadear um desbalanceamento entre a produção e consumo de ácidos, além da concentração do ácido propiônico, que é outro fator que pode impedir maiores eficiências em processos termofílicos (Ahring, 1994).

Figura 9: Relação entre as temperaturas utilizadas e os reatores utilizados para a digestão anaeróbia e produção de biogás.

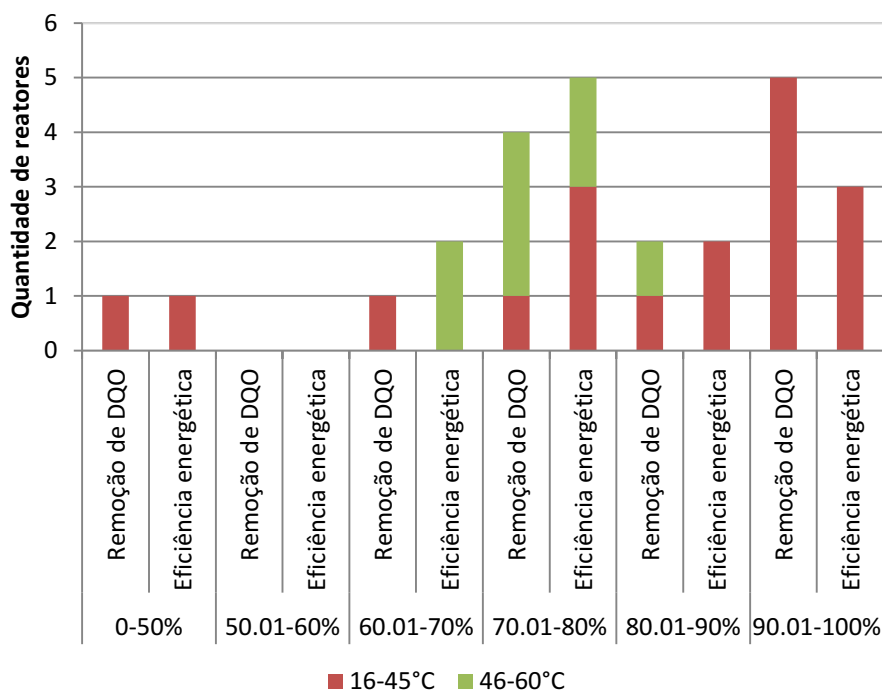


Fonte: Autoria própria.

Embora a maior temperatura da vinhaça pode ser aproveitada para o processo termofílico, essa temperatura alta também pode ser reaproveitada como energia térmica (Barros *et al.*, 2016). De acordo com Yadvika *et al.* (2004), quando a temperatura da vinhaça é alta, reduzir a temperatura abaixo de 55°C resultaria em um aumento no rendimento do biogás. O mesmo resultado pode ser observado na Figura 9, onde apenas na faixa de temperatura de 16 a 45°C tem como resposta eficiências de 90 a 100% tanto para remoção de DQO como para a eficiência energética.

Além disso, o emprego de temperaturas mesofílicas em reatores demonstra-se preferíveis devido à maior estabilidade do processo, conforme observado por Döll e Foresti (2010) e Poh e Chong (2009), onde a operação do reator sob temperatura de 35°C demonstrou-se mais estável no processo de tratamento anaeróbio da vinhaça de proveniente da cana-de-açúcar do que o reator operado em condições termofílicas operadas a 55°C. Ainda assim, de acordo com Júnior *et al.* (2016), em condições termofílicas, um sistema composto utilizando separação de fases possui um desempenho superior comparando com um reator de um único estágio.

Figura 10: Relação entre eficiência energética e remoção de DQO e as temperaturas utilizados para a digestão anaeróbia e produção de biogás.



Fonte: Autoria própria.

5.2.2. Outros tratamentos biológicos (fungos, bactérias, microalgas e plantas)

Depois da separação dos estudos, dos 18 artigos com tratamento por fungo, bactéria, microalga ou planta, 13 artigos foram incluídos neste trabalho (Tabela 7). Outros 5 artigos foram excluídos da análise pois o foco principal destes era a produção de algum bioproduto, sendo incluído na análise apenas artigos onde o foco era o tratamento biológico em si.

Entre eles, há 1 do Irã (Harirchi *et al.*, 2020), 1 de Portugal (Fernandes *et al.*, 2020), 1 da França (Chuppa-Tostain *et al.*, 2020), 1 da Colômbia (Velásquez-Riaño *et al.*, 2018), 2 da Argentina (Del Gobbo *et al.*, 2019; Rulli; *et al.*, 2020), 2 do México (Robles-González *et al.*, 2017; Sánchez-Galván e Bolaños-Santiago, 2018) e 5 do Brasil (De Jesus *et al.*, 2019; Marcato *et al.*, 2019; Rodrigues *et al.*, 2017; Torquato *et al.*, 2017; Vilar *et al.*, 2018) (Tabela 7).

Tabela 7: Composição da vinhaça dos artigos selecionados com tema de outros tratamentos (fungos, bactérias, microalgas e plantas).

Autor	Pais de origem	Origem da vinhaça	DQO (mg L ⁻¹)	pH
Rulli <i>et al.</i> (2020)	Argentina	Cana-de-açúcar	67300 ± 1400	4,4 ± 0,2
Harirchi <i>et al.</i> (2020)	Irã Suécia	Beterraba	685000 ± 21000	5,7 ± 0,2
Fernandes <i>et al.</i> (2020)	Portugal	Uva	29150 ± 1370	3,88 ± 0,02
Chuppa-Tostain <i>et al.</i> (2020)	França	Cana-de-açúcar	-	4,77
De Jesus <i>et al.</i> (2019)	Brasil	Cana-de-açúcar	-	4,5
Marcato <i>et al.</i> (2019)	Brasil	Cana-de-açúcar	13252	4,7
Del Gobbo <i>et al.</i> (2019)	Argentina	Cana-de-açúcar	42136 ± 330	4,1 ± 0,1
Velásquez-riaño <i>et al.</i> (2018)	Colômbia	Licor	97000	4,8
Vilar <i>et al.</i> (2018)	Brasil	Cana-de-açúcar	11076	3,7
Sánchez-Galván e Bolaños-Santiago (2018)	México	Cana-de-açúcar	9863 ± 7,69	7,66
Robles-González <i>et al.</i> (2018)	México	Agave	26900 ± 280	3,6 ± 0,2
Torquato <i>et al.</i> (2017)	Brasil	Frutas cítricas	77700	4,07
Rodrigues <i>et al.</i> (2017)	Brasil Portugal	Cana-de-açúcar	12550	6,2

Fonte: autoria própria.

Com relação à concentração de matéria orgânica na vinhaça, apenas dois dos artigos não reportaram as condições de DQO da vinhaça afluyente. Chuppa-Tostain *et al.* (2020) reportaram apenas a eficiência de remoção de DQO, enquanto De Jesus *et al.* (2019) reportaram as condições de Carbono Orgânico Total (COT) da vinhaça. Pode-se observar uma grande variação na concentração de matéria orgânica, tendo valores de 9863 mg L⁻¹ para vinhaça proveniente da cana-de-açúcar, porém já havia passado por um processo de digestão anaeróbia, até valores de 685000 mg L⁻¹ para vinhaça concentrada oriunda da beterraba.

Para vinhaça *in natura*, todos apresentaram baixo pH, entre 3,6 e 5,7, enquanto para vinhaça que já havia passado por um processo de digestão anaeróbia, foi observado um pH mais alto, entre 6,2 e 7,66. A Tabela 7 apresenta a composição resumida da vinhaça utilizada nos estudos selecionados para análise, além do país de origem e qual substrato a originou.

Novamente, o substrato que mais deu origem à vinhaça como resíduo foi a cana-de-açúcar (Tabela 7). Dos 13 artigos selecionados, observa-se que 8 deles possuem a cana-de-açúcar como matéria prima da vinhaça, e que em 4 dos 5 artigos brasileiros, possuem cana-de-açúcar como sua origem. Apenas Torquato *et al.* (2017) utilizou a vinhaça com origem de frutas cítricas (laranjas, limões, toranjas e tangerinas). O processamento dessas frutas cítricas serve principalmente para a extração do suco, porém também são utilizados para a produção de flavonóides, óleos essenciais, biocombustíveis, limoneno e pectina, além de serem utilizados na indústria de alimentos como conservas, doces e fibra alimentar solúvel (Ferreira-Leitao *et al.*, 2010; Marín *et al.*, 2007; Pourbafrani *et al.*, 2010). O resíduo dessa indústria consiste em cascas das frutas, membranas segmentadas e sementes (Wilkins; Widmer e Grohmann, 2007). Os resíduos da indústria de citros podem ser utilizados para produção do etanol de segunda geração através do processamento da polpa e do bagaço cítrico (Awan *et al.*, 2013; Lohrasbi *et al.*, 2010; Pourbafrani *et al.*, 2010; Widmer *et al.*, 2010). No entanto, esse processo é semelhante à produção do etanol a partir da cana-de-açúcar, produzindo grandes quantidades de vinhaça, necessitando então de um tratamento adicional por conta do alto teor de

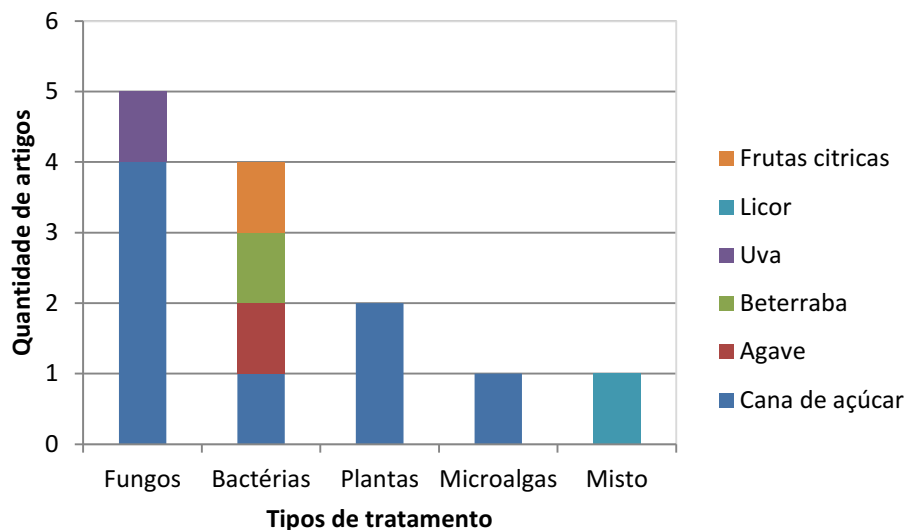
matéria orgânica, baixo pH e alta corrosividade (Christofoletti *et al.*, 2013; Moraes *et al.*, 2014).

Além da vinhaça de cana-de-açúcar e de frutas cítricas, outros substratos como beterraba, agave, uva e licor também foram a origem da vinhaça. Fernandes *et al.* (2020) utilizaram a vinhaça vinda da indústria vinícola, enquanto Robles-González *et al.* (2017) utilizaram a vinhaça com origem do agave, gerada durante a produção de Mezcal, bebida alcoólica típica do México. Velásquez-Riaño *et al.* (2018) utilizaram a vinhaça fornecida por uma fábrica de licores. Apenas a vinhaça utilizada por Harirchi *et al.* (2020) foi derivada da indústria da produção de etanol, porém com origem da beterraba ao invés de cana-de-açúcar.

5.2.2.1. Influência do tipo de tratamento na remoção de matéria orgânica

Dos 13 artigos selecionados que utilizaram fungos, bactérias, microalgas ou plantas para o tratamento da vinhaça, 4 deles aplicaram também um método físico-químico como pré-tratamento ou pós-tratamento (Marcato *et al.*, 2019; Robles-González *et al.*, 2017; Rodrigues *et al.*, 2017; Vilar *et al.*, 2018). Entre os escolhidos, Velásquez-Riaño *et al.* (2018) avaliaram a utilização de um sistema misto utilizando bactérias e fungos para o tratamento da vinhaça sendo o único a apresentar um sistema misto. De acordo com a Figura 10, o tipo de tratamento mais utilizado foi o que usou fungos como tratamento, aparecendo em 6 artigos, seguido pela utilização de bactérias em 5 artigos.

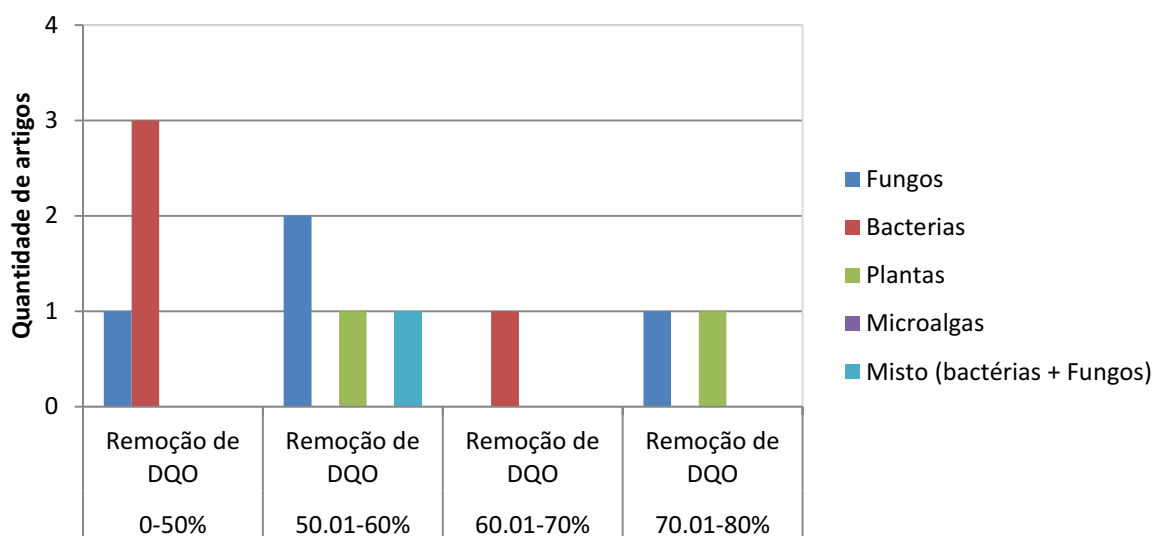
Figura 11: Quantidade de tratamentos utilizando fungos, bactérias, microalgas ou plantas para o tratamento da vinhaça relacionando com o substrato gerador da vinhaça.



Fonte: Autoria própria.

Com relação à remoção de matéria orgânica, apenas De Jesus *et al.* (2019) e Fernandes *et al.* (2020) não reportaram a eficiência de remoção de DQO (Tabela 8), porém ambos demonstraram resultados para eficiência de remoção de COT e cor. Como pode-se observar na Figura 11, para esse tipo de tratamento foi observado valores menores para remoção de DQO em comparação com os artigos que empregaram a digestão anaeróbia e a produção de biogás, que foi apresentado anteriormente na seção 5.2.1.1. Isso pode ser explicado, pois em alguns estudos, o tratamento utilizando fungos, bactérias, microalgas ou plantas funcionou como pré ou pós-tratamento, auxiliando a digestão anaeróbia ou algum tipo de tratamento físico-químico.

Figura 12: Relação entre remoção de DQO e os outros tratamentos biológicos utilizando fungos, bactérias, microalgas ou plantas para o tratamento da vinhaça.



Fonte: Autoria própria.

Tabela 8: Caracterização dos outros tratamentos biológicos utilizando fungos, bactérias, microalgas ou plantas para o tratamento da vinhaça.

Autor	Pais de origem	Origem da vinhaça	Eficiência de remoção de DQO (%)	Tipo de tratamento
Rulli et al. (2020)	Argentina	Cana-de-açúcar	52	Fungo
Harirchi et al. (2020)	Irã Suécia	Beterraba	29,2	Bactéria
Fernandes et al. (2020)	Portugal	Uva	-	Fungo
Chuppa-Tostain et al. (2020)	França	Cana-de-açúcar	76,53	Fungo
De Jesus et al. (2019)	Brasil	Cana-de-açúcar	-	Microalga
Marcato et al. (2019)	Brasil	Cana-de-açúcar	78,6	Planta
Del Gobbo et al. (2019)	Argentina	Cana-de-açúcar	49	Fungo
Velásquez-riaño et al. (2018)	Colômbia	Licor	56,1	Bactéria e fungo
Vilar et al. (2018)	Brasil	Cana-de-açúcar	50,6	Fungo
Sanchez-Galvan e Bolanos- Santiago (2018)	México	Cana-de-açúcar	55,34	Planta
Robles-González et al. (2018)	México	Agave	69	Bactéria
Torquato et al. (2017)	Brasil	Frutas cítricas	41	Bactéria
Rodrigues et al. (2017)	Brasil Portugal	Cana-de-açúcar	37,4	Bactéria

Fonte: Autoria própria.

Para os estudos com tratamento utilizando fungo, a remoção de DQO ficou entre 49% e 76,53%. Rulli *et al.* (2020) avaliaram a eficiência de um fungo isolado de um solo próximo a uma destilaria, e obteve remoção máxima de 52% utilizando reinoculação dos esporos. Também foi observado um aumento do pH de 4,4 para 6,1, provavelmente por conta da liberação de amônia através da decomposição de compostos nitrogenados (Lutosławski *et al.*, 2017). Chuppa-Tostain *et al.* (2020) avaliaram 37 cepas de leveduras e fungos filamentosos a fim de obter parâmetros como remoção de DQO, evolução do pH, remoção de cor e produção de biomassa microbiana, obtendo resultados de remoção de DQO de 23,5% até 76,53%, além de todos os tratamentos terem demonstrado um aumento de pH em comparação com o pH do efluente inicial, alcançando valores acima de 9 em 3 cepas. Similarmente, Del Gobbo *et al.*, (2019) avaliaram o potencial de degradação utilizando apenas um fungo isolado também de um local próximo à destilaria obtendo uma remoção de 49% da DQO, além de um aumento significativo do pH para 8,5 após apenas 9 dias de tratamento.

Vilar *et al.* (2018) utilizaram uma abordagem de tratamento combinando, realizando o tratamento com fungos, aliado a um tratamento físico-químico de oxidação eletroquímica, obtendo 50,6% de remoção de DQO, e um aumento do pH para 5,89 apenas no tratamento biológico com fungos, e 80,7% de remoção de DQO para o tratamento combinado, além de um aumento do pH para 7,76. Velásquez-Riaño *et al.* (2018) realizaram um tratamento misto, utilizando fungos e bactérias simultaneamente, onde alcançaram remoção de DQO de 56,1% no tratamento misto, 40% no tratamento apenas com fungo, e 30% no tratamento apenas com a bactéria. Em relação ao pH, apenas nos tratamentos isolados houve aumento, enquanto no tratamento misto houve diminuição do pH.

Em 2 dos 4 artigos, para o tratamento biológico utilizando bactérias foram necessário um pré-tratamento para deixar a vinhaça mais biodegradável, por conta dos compostos recalcitrantes não biodegradáveis, que pode carregar na inibição da atividade biológica (Barros *et al.*, 2016; Guerreiro *et al.*, 2016). Assim, é necessário oxidar parcialmente esses compostos, por meio de um processo capaz de melhorar a biodegradabilidade gerando um efluente menos

tóxico. Logo, processos oxidativos avançados são boas alternativas para oxidar esses compostos (Rodrigues *et al.*, 2017). Robles-González *et al.* (2017) realizaram um pré-tratamento da vinhaça com a ozonização e obtiveram no tratamento combinado uma remoção de DQO de até 85%, enquanto sem o pré-tratamento com ozonização obteve 69%. Em relação ao pH, foi observado um aumento para 7,53 após o tratamento combinado. Rodrigues *et al.* (2017) utilizaram o processo de coagulação/floculação como pré-tratamento, seguido do tratamento biológico e por fim realizaram a oxidação de foto-fenton, obtendo uma eficiência global de 92% enquanto a eficiência apenas do tratamento biológico foi de 37,4%. O pH foi aumentado para 8,8 após o tratamento biológico.

Harirchi *et al.* (2020) utilizaram para o tratamento biológico uma cepa bacteriana poliextremofílica, ou seja, que sobrevivem à várias circunstâncias extremas como temperatura, pressão, radiação, salinidade ou pH (Van Den Burg, 2003); e obtiveram uma eficiência de apenas 29,2% para remoção de DQO, porém este ainda pode ser considerado uma boa opção, pois é um método sustentável com baixo investimento, conseguindo um tratamento aeróbio rápido da vinhaça. Torquato *et al.* (2017) utilizaram bactérias produtoras de hidrogênio e obteve uma remoção máxima de 41% de DQO, atingindo alta bioconversão de hidrogênio.

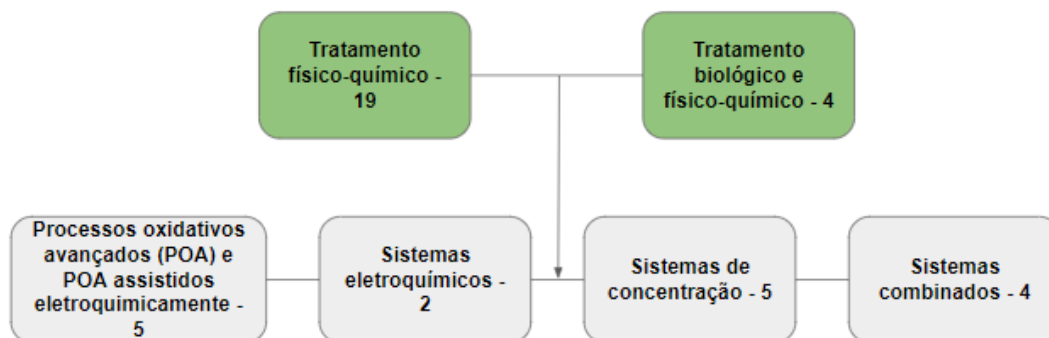
Sánchez-Galván e Bolaños-Santiago (2018) utilizaram para o tratamento da vinhaça já biodigerida, um sistema de fitofiltração com a *Azolla* (samambaia d'água), uma planta aquática flutuante com crescimento rápido e que possui uma relação de simbiose com uma cianobactéria fixadora de nitrogênio, obtendo uma remoção máxima de 55,34% de DQO. Marcato *et al.* (2019) utilizaram um sistema híbrido (estabilização, filtração e fitorremediação), utilizando macrófitas aquáticas em contato com a vinhaça, que reduziram os níveis de nitrato, potássio, nitrogênio, condutividade elétrica, cálcio, sódio, magnésio e fósforo, tornando o efluente mais adequado para realizar a biodegradação da vinhaça. Neste trabalho, a eficiência global de remoção de DQO após 7 dias de fitofiltração de 78,6% e observou-se um aumento do pH para 7,99 após 15 dias de fitofiltração (Marcato *et al.*, 2019).

A única utilização de microalgas para o tratamento foi realizada por De Jesus *et al.*, (2019), onde foi realizada uma comparação da utilização de microalgas imobilizadas em esferas de alginato e microalgas livres, alcançando uma remoção de 38% de carbono orgânico total para as microalgas imobilizadas, e 45% para microalgas livres, porém com menos crescimento de biomassa em comparação com as imobilizadas.

5.3. Tratamentos físico-químicos

Algum tipo de tratamento físico-químico foi utilizado em 23 artigos, no entanto, 7 artigos foram retirados por falta de informação necessária para uma discussão, ou por se tratar de uma temática que não estava de acordo com a metodologia proposta, fugindo do tema de tratamentos para a vinhaça. Os 16 artigos que sobraram foram divididos de acordo com a figura 12.

Figura 13: Resultados da estratégia de busca da revisão sistemática para os tratamentos físico-químicos.



Fonte: Autoria própria.

Após avaliar os artigos, 16 artigos foram incluídos (tabela 9). Entre eles há 9 artigos cuja origem da vinhaça é o Brasil (Barros *et al.*, 2019, 2020; Castro *et al.*, 2019; Lebron *et al.*, 2020; Marcato *et al.*, 2019; Peiter *et al.*, 2019; Rodrigues *et al.*, 2017; Silva *et al.*, 2020; Vilar *et al.*, 2018), 3 do México (Arreola *et al.*, 2020; Castillo-monroy *et al.*, 2020; Robles-gonzález *et al.*, 2017), 1 de Portugal (Prazeres *et al.*, 2019), 1 da África do Sul (Otieno e Apollo, 2021), 1 da Indonésia (Syaichurrozi *et al.*, 2020b), 1 do Chile (Poblete *et al.*, 2020). A Tabela 9 apresenta a composição resumida da vinhaça utilizada nos estudos selecionados para análise, o país de origem da vinhaça, qual substrato a originou.

Tabela 9: Composição da vinhaça dos artigos selecionados com foco em tratamento utilizando processos físico-químicos

Autor	País de origem	Origem da vinhaça	DQO (mg L⁻¹)	pH
Otieno e Apollo (2021)	África do sul	Cana-de-açúcar	120000	4,59
Barros et al. (2020)	Brasil	Cana-de-açúcar	15553 ± 2177	5
Silva et al. (2020)	Brasil	Cana-de-açúcar	30043,31 ± 986,14	4,04 ± 0,02
Syauchurroz et al. (2020)	Indonésia	Cana-de-açúcar	100160	4,35
Lebron et al. (2020)	Brasil	Cana-de-açúcar	29510 ± 1126	3,9 ± 0,3
Poblete et al. (2020)	Chile	Uva	23000	3,5
Castillo-Monroy et al. (2020)	México	Agave	343,3	3
Arreola et al. (2020)	México	Agave	35600 ± 23100	3,56 ± 0,006
Barros et al. (2019)	Brasil	Cana-de-açúcar	30468 ± 3246	4,5 ± 0,2
Prazeres et al. (2019)	Portugal	Cana-de-açúcar	31170 ± 492	4.29 ± 0.03
Peiter et al. (2019)	Brasil	Cana-de-açúcar	-	-
Marcato et al. (2019)	Brasil	Cana-de-açúcar	13252	4,7
Castro et al. (2019)	Brasil	Cana-de-açúcar	-	4,1
Vilar et al. (2018)	Brasil	Cana-de-açúcar	11076	3,7
Robles-González et al. (2017)	México	Agave	26900 ± 280	3,6 ± 0,2
Rodrigues et al. (2017)	Brasil	Cana-de-açúcar	12550	6,2

Fonte: autoria própria.

Por se tratar de um tema bem abrangente, alguns autores não reportaram condições iniciais e remoção de DQO, pois não era o objetivo do artigo, outros não reportaram condições e remoção de cor e turbidez. Houve uma grande variação na condição de DQO afluente, em alguns casos a vinhaça já havia passado por um processo de tratamento anterior ao proposto no artigo, como por exemplo, uma digestão anaeróbia, sendo então proposto um sistema de pós-tratamento nos artigos escolhidos. O pH da vinhaça afluente ao tratamento físico químico variou entre 3 e 6,2, demonstrando ser um efluente ácido, mesmo os que já haviam passado por algum processo de tratamento.

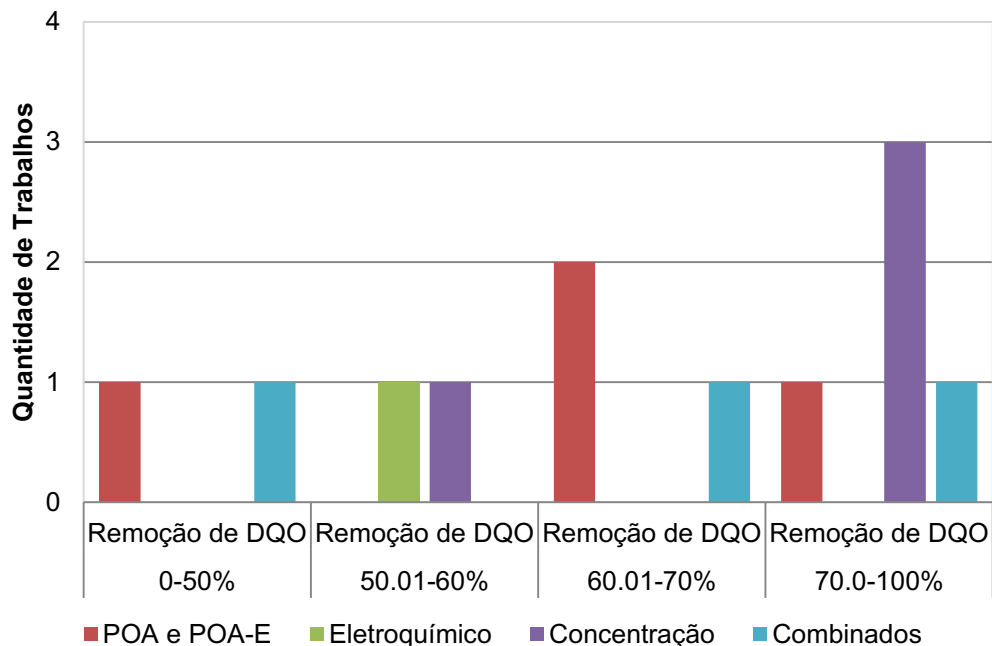
Como em todas as análises do presente estudo, o substrato que mais deu origem à vinhaça foi a cana-de-açúcar. Dos 16 artigos selecionados, 12 artigos possuem a cana-de-açúcar como matéria prima da vinhaça, e dos 9 artigos onde a vinhaça foi coletada no Brasil, todos possuíam a cana-de-açúcar como substrato. A vinhaça dos 3 artigos mexicanos teve como origem a agave, planta que é utilizada para produção de bebidas alcoólicas como tequila e mezcal. Além da vinhaça de cana-de-açúcar e agave, a uva também apareceu em uma oportunidade como matéria prima que gerou a vinhaça, Poblete *et al.* (2020) utilizou a vinhaça vinda da indústria de produção de Pisco.

5.3.1. Influência do tipo de tratamento

Dos 16 artigos selecionados que utilizaram um processos físico-químico para o tratamento da vinhaça, 4 deles também utilizaram tratamento biológico como pré-tratamento ou pós-tratamento (Marcato *et al.*, 2019; Robles-gonzález *et al.*, 2017; Rodrigues *et al.*, 2017; Vilar *et al.*, 2018). Entretanto, outros artigos também utilizaram métodos biológicos, para complementar o tratamento físico-químico, mas como o foco do artigo era apenas a parte do tratamento físico-químico, o tratamento biológico foi retirado da discussão. Os 16 artigos foram divididos de acordo com o tipo de tratamento, sendo por Processos oxidativos avançados (POA), Processos oxidativos avançados assistidos eletroquimicamente (POA-E), Processos eletroquímicos, Processos de concentração, além de sistemas combinados, que consistiam em dois ou mais tratamentos físico-químicos diferentes.

Com relação à remoção de matéria orgânica, Barros *et al.* (2019), Castro *et al.* (2019), Otieno e Apollo (2021) e Peiter *et al.* (2019) não reportaram a eficiência de remoção de DQO (tabela 10). A Figura 13 apresenta o gráfico com a distribuição da eficiência de remoção de DQO reportados pelos 12 trabalhos que trataram vinhaça usando métodos físico-químicos. Pode-se observar que os trabalhos que trabalharam com a concentração da vinhaça é o que apresentaram as maiores eficiências de remoção de DQO, na maioria dos trabalhos a eficiência foi superior a 70%.

Figura 14: Relação entre remoção de DQO e os diferentes tratamentos físico-químicos



Fonte: Autoria própria.

Otieno e Apollo (2021) utilizaram o tratamento de ozonização como pós-tratamento de uma digestão anaeróbia, o tratamento biológico removeu 92% da DQO da vinhaça, no entanto, ainda foi necessário o tratamento por ozonização para remoção de compostos recalcitrantes que contribuem para a coloração escura da vinhaça. O tratamento por ozonização foi afetado por parâmetros como a diluição da vinhaça, o pH inicial, e a dosagem de ozônio, e obteve uma eficiência de remoção de cor de 80% (Otieno e Apollo, 2021).

Tabela 10: Caracterização dos diferentes tratamentos utilizando tratamentos físico-químicos

Autor	País de origem	Origem da vinhaça	Remoção de DQO (%)	Remoção de cor e turbidez	Tipo de tratamento
Otieno e Apollo (2021)	África do sul	Cana-de-açúcar	-	80	POA
Barros et al. (2020)	Brasil	Cana-de-açúcar	35	-	Combinados
Silva et al. (2020)	Brasil	Cana-de-açúcar	C ^a -UF ^b -NF ^c : 94	C-UF-NF: 99	Concentração
Syauchurroz et al. (2020)	Indonésia	Cana-de-açúcar	12.5v - 51.67%	-	Eletroquímico
Lebron et al. (2020)	Brasil	Cana-de-açúcar	C-MF ^d -NF: 99,5	MF-NF: 99,9	Concentração
Poblete et al. (2020)	Chile	Uva	FH ^h + US ⁱ : 70	FH + US: 48,8	POA
Castillo-Monroy et al. (2020)	México	Agave	Fenton - 78,72 - 90,18 EF ^e - 42 - 52 CA ^f -EF - 70,28 - 71,45 CA-EO ^g - 70,8 - 89,64	-	POA-E
Arreola et al. (2020)	México	Agave	70	86	Combinados
Barros et al. (2019)	Brasil	Cana-de-açúcar	-	-	Combinados
Prazeres et al. (2019)	Portugal	Cana-de-açúcar	51	-	Concentração
Peiter et al. (2019)	Brasil	Cana-de-açúcar	-	-	Concentração
Marcato et al. (2019)	Brasil	Cana-de-açúcar	75	-	Concentração
Castro et al. (2019)	Brasil	Cana-de-açúcar	-	100	Combinados
Vilar et al. (2018)	Brasil	Cana-de-açúcar	66	93	POA-E
Robles-González et al. (2017)	México	Agave	11	-	POA
Rodrigues et al. (2017)	Brasil	Cana-de-açúcar	1) coagulação/floculação: 43,6 2) coagulação/floculação + oxidação de foto fenton: 91	-	Combinados

Fonte: Autoria própria.

^a C - Coagulação; ^b UF – Ultrafiltração; ^c NF – Nanofiltração; ^d MF – Microfiltração; ^e EF - Eletro-fenton; ^f CA - Carvão ativado; ^g EO - Eletro-oxidação; ^h FH - Fotocatálise Heterogênea; ⁱ US - Ultrassom de potência

Castro *et al.* (2019) utilizaram sistema combinado de adsorção, coagulação/floculação e fotocatalise heterogênea, não reportaram a remoção de DQO, entretanto ao final do tratamento alcançaram 100% de remoção de turbidez. Barros *et al.* (2019) utilizaram um tratamento combinado de eletrodiálise após um pré-tratamento com membrana de ultrafiltração, a eficiência de 41% de remoção de DQO foi alcançado com o uso da membrana, porém, para o tratamento de eletrodiálise não foi mencionado a remoção de DQO. Todavia, para o sistema de eletrodiálise é reportado a recuperação de 72% de potássio podendo ser utilizado como fertilizante. Para os estudos com tratamento utilizando processos oxidativos avançados e processos oxidativos avançados assistidos eletroquimicamente a remoção de DQO ficou entre 11% e 90,18%. Robles-gonzález *et al.* (2017) realizaram o tratamento utilizando ozonização como pré-tratamento seguido de degradação biológica aeróbia. Obteve como remoção de matéria orgânica na ozonização até 11%, porém o objetivo da ozonização foi a remoção de compostos recalcitrantes, compostos aromáticos e fenóis, para auxiliar na degradação biológica. A remoção de DQO da vinhaça pré-tratada com ozônio foi maior do que a vinhaça crua, mostrando que a ozonização aumentou a biodegradabilidade da vinhaça. Vilar *et al.* (2018) utilizaram oxidação eletroquímica como pós-tratamento de um tratamento biológico com fungos. O tratamento biológico prévio obteve uma remoção de DQO de 50,6% além de remover 97% e 99% de cor e turbidez respectivamente, porém reduziu a toxicidade para *Lactuca sativa* (alface) em 75,22%, após o tratamento utilizando um POA-E foi produzido um efluente não tóxico (100% de remoção), além de 100% de remoção de cor, e um aumento para 66% de remoção de DQO.

Poblete *et al.* (2020) realizaram uma comparação entre 5 métodos diferentes de tratamentos utilizando POAs, sendo o tratamento utilizando fotocatalise heterogênea seguido por ultrassom o que obteve maior remoção de DQO (70%), seguido da fotocatalise simples removendo 59%, ultrassom seguido de fotólise ultravioleta (23,6%), fotólise ultravioleta (13%) e ultrassom (8,7%). O tratamento utilizando fotocatalise heterogênea seguido por ultrassom também foi o que obteve a melhor remoção de cor (48,8%) e a maior formação de peróxido de hidrogênio. Além de serem os tratamentos com melhor

eficiência, fotocatalise heterogênea seguida por ultrassom, e fotocatalise heterogênea simples foram os tratamentos que menos necessitaram de energia.

Castillo-monroy *et al.* (2020) também realizaram um trabalho comparativo, demonstrando que o tratamento utilizando um processo de Fenton foi o que obteve a maior remoção de DQO chegando até 90%, entretanto por conta das necessidades químicas se torna difícil de implementar e caro para realizar em larga escala. Eletro-fenton (EF) é uma opção utilizada para diminuir os custos, porém Castillo-monroy *et al.* (2020) obtiveram baixa remoção de DQO, entre 42% e 52%. Desta forma a alternativa utilizada por estes autores foi acoplar um sistema de adsorção de carvão ativado ao eletro-fenton (CA-EF) ou com eletro-oxidação (CA-EO), sendo este o que obteve a melhor remoção de DQO (70,8% a 89,64%), com custos menores que o processo de Fenton devido ao efeito de regeneração na superfície do filtro de carvão ativado, prolongando sua vida útil (Castillo-monroy *et al.*, 2020)..

Em relação aos sistemas de concentração, os métodos mais utilizados foram coagulação/floculação seguido por microfiltração, ultrafiltração e nanofiltração. Silva *et al.* (2020) realizaram um trabalho comparativo entre um sistema de ultrafiltração (UF) seguido por nanofiltração (NF) para concentrar a vinhaça e recuperar a água, avaliando um sistema com ou sem uma pré-coagulação. Como resultado para ambos os sistemas obtiveram efluente com boa qualidade, tratando e concentrando simultaneamente a vinhaça, o sistema com pré-coagulação obteve 94% de remoção de DQO e 99% de remoção de cor, enquanto o sistema sem a pré-coagulação obteve 91% de remoção de DQO e 99% de remoção de cor. Além da maior eficiência, o sistema com o coagulante também auxilia em relação à diminuição da incrustação da membrana, porém, adicionar o coagulante aumenta o custo de tratamento final, inviabilizando seu uso.

Lebron *et al.* (2020) realizaram uma comparação semelhante utilizando microfiltração (MF) em vez da ultrafiltração e obtiveram 99,4% de remoção de DQO para o sistema MF-NF enquanto o sistema C-MF-UF obtiveram 99,5%. Independentemente do tipo de tratamento, a remoção de cor alcançou

eficiência de 99%, constatando que a maior eficiência era insuficiente comparado ao gasto energético a mais que o sistema com coagulante, sendo então o sistema sem coagulante eleito o melhor para esse tratamento.

Marcato *et al.* (2019) realizaram tratamento híbrido utilizando estabilização e posteriormente filtração, e por fim um tratamento por fitorremediação. A estabilização obteve a maior remoção de DQO, enquanto a filtração feita após a etapa de estabilização foi utilizada para melhorar condições de sólidos totais em suspensão removendo até 85%, nessa etapa valores de nitrito, nitrato, nitrogênio total, sódio, potássio e pH aumentaram em relação a vinhaça bruta. De acordo com Wu *et al.*, (2016), na etapa de fitorremediação alguns estudos demonstraram um aumento no desenvolvimento do sistema radicular após a absorção do nitrogênio da vinhaça pré-tratada. Após esse processo híbrido em 3 etapas, foi comprovado que esse sistema torna a possibilidade da utilização da vinhaça para fertirrigação viável e seguro.

Prazeres *et al.* (2019) produziram um trabalho comparativo utilizando diversos coagulantes e floculantes diferentes, com precipitação ácida ou precipitação básica. Obteve como resposta que a precipitação básica utilizando $\text{Ca}(\text{OH})_2$ foi o método de maior eficiência de remoção de DQO (51%), além de ter eliminado o potássio e o sódio, gerando um lodo com possibilidade de aplicação como fertilizante por conta da quantidade de cálcio, fósforo, potássio e magnésio elevada. A precipitação termocálcica obteve 49,9% de remoção de DQO. A precipitação usando NaOH e H_2SO_4 obtiveram baixa remoção de DQO (15% e 12% respectivamente), porém ambos os métodos foram eficientes na remoção de turbidez, cálcio, fósforo, magnésio. O sistema de coagulação/floculação com FeCl_3 como pós-tratamento da precipitação de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ apresentou maior redução da turbidez e coloração da vinhaça, além de diminuir a DQO, fósforo e o pH. Assim, o uso combinado de agentes precipitantes e coagulantes deve ser estudado, pois pode ser mais eficaz para melhorar ainda mais a remoção de DQO, cálcio, potássio e magnésio.

Para os artigos de sistema eletroquímico Syaichurrozi *et al.* (2020b) avaliou o uso de vários modelos de eletrocoagulação, utilizando 2 tensões

diferentes no sistema, em todos os modelos foi observado a diminuição do volume de trabalho por conta da evaporação e redução da água durante o processo de eletrocoagulação. Quando foi utilizado 12,5 V, o sistema obteve a maior remoção de DQO (51,67%) do que em comparação com 7,5 V (19,87%).

Para os artigos com sistemas combinados, Barros *et al.* (2020) utilizaram um método de ultrafiltração que removeu 46% da DQO da vinhaça *in natura* removendo também sólidos suspensos que podem atrapalhar o processo de eletrodialise. Esse estudo avaliou o uso de 4 soluções eletrolíticas diferentes, K_2SO_4 foi a solução que obteve a melhor remoção de DQO, porém a melhor solução constatada pelo autor foi a de $MgSO_4$ que recuperou até 72% do potássio além de proporcionar o menor consumo de energia comparado com as outras soluções.

Arreola *et al.* (2020) e Rodrigues *et al.* (2017) utilizaram processo de coagulação/floculação como pré-tratamento de processo oxidativos avançado. Arreola *et al.* (2020) realizaram a coagulação/floculação acoplado a fotocatalise heterogênea utilizando dois tipos de nanopartículas de dióxido de titânio e observaram redução de até 50% na concentração dos poluentes na vinhaça pré-tratada, porém não houve evidência de degradação química desses poluentes. Na fotocatalise heterogênea, as nanopartículas de dióxido de titânio degradaram quase 100% dos poluentes nocivos, como o fenol, além de uma eficiência de 70% de remoção de DQO e 86% de remoção de cor, viabilizando este tipo de tratamento combinado (Arreola *et al.* 2020).

Rodrigues *et al.* (2017) fizeram uma comparação entre 3 sistemas, sendo um apenas de coagulação/floculação, outro de coagulação/floculação seguido de uma reação de foto-fenton, e uma coagulação/floculação seguida de degradação biológica e reação de foto-fenton. O processo de coagulação/floculação proporcionou uma melhora na biodegradabilidade do efluente, diminuindo a toxicidade e turbidez, ajudando nos outros processos a remover ainda mais a DQO. A segunda e terceira abordagem com os processos de foto-fenton e degradação biológica atingiram uma remoção de DQO de 91% e 92% respectivamente. A combinação de processos removeu a toxicidade do efluente e aumentou sua biodegradabilidade permitindo recircular

em um reator anaeróbio para um efluente ainda mais puro além de maior geração de biogás.

5.4. Análise de risco de viés

Como pode-se ver na tabela 11 os itens de 1 a 3 todos os artigos obtiveram êxito, pois são características essenciais para um trabalho com esse tema. Os artigos estavam completos e cumpriram os objetivos descritos, contendo uma justificativa clara e de relevância. Todos os artigos descreveram o método utilizado com clareza, mesmo que com estruturas diferentes, porém, ao final da leitura completa do artigo foi obtido o total entendimento da metodologia. Para o item 4, praticamente todos os artigos descreveram o tempo de operação, com exceção apenas de um artigo, cujo o foco era uma análise econômica dos métodos utilizados, e não a operação dos processos de tratamento da vinhaça.

Na análise química da vinhaça, item 5 da análise de viés, a 91% dos artigos possuíam os parâmetros essenciais para o procedimento (DQO/COT afluente e pH). Entretanto alguns artigos continham resultado a eficiência de remoção de DQO/COT ou a alteração que houve no pH. A falta de informações sobre as características iniciais da vinhaça ou do efluente do tratamento inviabilizou as análise sobre qual o tratamento é o melhor a ser aplicado a vinhaça.

Para o item 6, 23,5% dos artigos não realizaram duplicatas ou triplicatas, sendo assim refém de um único ensaio, podendo ou não ter menos qualidade do que artigos com duplicatas ou triplicatas, já que esses artigos obtiveram mais dados como resultado. Para o critério 7, todos artigos demonstraram quais métodos utilizados para as análises dos seus resultados,

Tabela 11: Respostas dos critérios para análise de risco de viés

Artigo	Critério						
	1	2	3	4	5	6	7
Estrada-Arriaga <i>et al.</i> (2021)	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Turker <i>et al.</i> (2021)	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Otieno <i>et al.</i> (2021)	✓	✓	✓	✓	✓	x	✓
Barros <i>et al.</i> (2020)	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Silva <i>et al.</i> (2020)	✓	✓	✓	✓	✓	x	✓
Syauchurroz <i>et al.</i> (2020)	✓	✓	✓	✓	✓	x	✓
Lebron <i>et al.</i> (2020)	✓	✓	✓	✓	✓	x	✓
Poblete <i>et al.</i> (2020)	✓	✓	✓	✓	✓	x	✓
Castillo-Monroy <i>et al.</i> (2020)	✓	✓	✓	✓	✓	x	✓
Arreola <i>et al.</i> (2020)	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Rulli <i>et al.</i> (2020)	✓	✓	✓	✓	✓	x	✓
Harirchi <i>et al.</i> (2020)	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Fernandes <i>et al.</i> (2020)	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Chuppa-Tostain <i>et al.</i> (2020)	✓	✓	✓	✓	x	✓	✓
Magalhães <i>et al.</i> (2020)	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Ramos <i>et al.</i> (2020)	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Barros <i>et al.</i> (2019)	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Prazeres <i>et al.</i> (2019)	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Peiter <i>et al.</i> (2019)	✓	✓	✓	x	x	x	✓
Marcato <i>et al.</i> (2019)	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Castro <i>et al.</i> (2019)	✓	✓	✓	✓	x	x	✓
De Jesus <i>et al.</i> (2019)	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Del Gobbo <i>et al.</i> (2019)	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Velásquez-riano <i>et al.</i> (2018)	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Vilar <i>et al.</i> (2018)	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Sanchez-Galvan <i>et al.</i> (2018)	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Robles-González <i>et al.</i> (2018)	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Torquato <i>et al.</i> (2017)	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Rodrigues <i>et al.</i> (2017)	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Santos <i>et al.</i> (2017)	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Petta <i>et al.</i> (2017)	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Fuess <i>et al.</i> (2017)	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Cabrera-Diaz <i>et al.</i> (2017)	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Espana-Gamboa <i>et al.</i> (2017)	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓

Fonte: Autoria própria.

Os resultados da análise mostraram que a maioria dos artigos era de boa qualidade. Apesar da análise química não estar completa em todos, ou da não realização de duplicatas ou triplicatas, os dados essenciais para os procedimentos estavam presentes.

6. Considerações finais

A revisão sistemática neste trabalho contemplou 34 estudos completos sobre tratamento da vinhaça utilizando a digestão anaeróbia para produção de biogás, outros tratamentos biológicos com fungos, bactérias, microalgas ou plantas e tratamentos físico-químicos.

Foi observado que o substrato mais utilizado como gerador de vinhaça foi a cana-de-açúcar, já que essa é a matéria prima mais utilizada para produção do bioetanol. Além disso, pode-se concluir que grande parte da vinhaça produzida no mundo é de origem brasileira, o que pode ser explicado pelo fato do Brasil ser o maior produtor de cana-de-açúcar no mundo.

Dos 9 artigos selecionados sobre digestão anaeróbia e produção de biogás, houve o uso em 6 oportunidades de um sistema composto de reatores, pois assim é possível realizar a separação de fases, onde um reator realiza a acidogênese e acetogênese e outro realiza a metanogênese, melhorando a recuperação energética em comparação com um reator único. Com relação a remoção de matéria orgânica, os biorreatores de membrana anaeróbia obtiveram o melhor desempenho, sendo explicado pela alta retenção de sólidos em suspensão dentro do reator, além de uma alta atividade microbiana que diminui a carga orgânica solúvel, já que a membrana funciona como uma barreira física. O maior desafio para a utilização de membranas em reatores para realização da digestão anaeróbia é o entupimento das membranas causado pelo crescimento de biofilme na parede da membrana ou dentro dos poros, tendo a necessidade do estudo de novos materiais para membrana, novas configurações para o reator e a otimização das condições operacionais.

Dos 13 artigos selecionados sobre outros tratamentos biológico utilizando fungos, bactérias, microalgas ou plantas, em 5 artigos foi utilizado tratamento por fungos e em 4 artigos empregou-se o tratamento utilizando bactérias. Em 4 oportunidades o tratamento biológico foi utilizado como pré ou pós-tratamento para a realização de um tratamento físico-químico, explicando a menor eficiência de remoção de matéria orgânica observada nesses estudos. Porém, quando observado a eficiência global do tratamento biológico combinado com o tratamento físico-químico a remoção da matéria orgânica foi

maior. Apesar da menor eficiência de remoção de matéria orgânica, esses tratamentos biológicos conseguiram um aumento relativo do pH da vinhaça em todos os estudos. O tratamento é considerado mais simples e conseqüentemente mais econômico do que os sistemas físico-químico, além permitir a produção de biomassa, tornando ainda mais circular a produção do bioetanol.

Dos 16 artigos selecionados sobre tratamentos físico-químicos os que utilizaram processos de concentração foram os que apareceram em mais oportunidades (5 vezes) pela facilidade de construção e baixo custo de implantação, mostrando o interesse em estudo nesta temática. Além disso, os processos oxidativos avançados (POA) e processos oxidativos avançados assistidos eletroquimicamente (POA-E) também apareceram 5 vezes, pois apresentam elevada eficiência de remoção de contaminantes e seu custo vem diminuindo com o avanço de novos materiais. Muitos desses tratamentos foram considerados como pré ou pós-tratamento já que o principal objetivo era deixar a vinhaça mais biodegradável para facilitar para um pós-tratamento biológico ou com objetivo de remover a cor e turbidez remanescente como pós-tratamento removendo compostos recalcitrantes, retornando na maioria das vezes baixas remoções de DQO já que esse não era o principal objetivo.

De acordo com o estudo realizado, o método utilizado com a maior eficiência de remoção de DQO foi o de digestão anaeróbia utilizando biorreatores de membrana anaeróbios, além de uma maior geração de biogás como subproduto que ajuda a tornar o processo economicamente viável. Porém o grande desafio desse método são os problemas relacionados com as membranas, além de ser um processo no geral mais custoso que outro tipos de tratamentos. Embora seja um campo de estudo muito abrangente e com diversas técnicas utilizadas e já estabelecidas na literatura, é necessário ainda desenvolver novos métodos além de otimizar os já existentes.

7. Conclusão

Diante deste trabalho foi possível observar clara a necessidade de tratamento para a vinhaça, já que grande parte é devolvida ao solo como fertirrigação, podendo ocorrer complicações ambientais se realizada de forma inadequada ou sem um tratamento prévio. Muitos estudos mostram que a vinhaça possui um grande potencial energético, podendo ser considerada não como um resíduo e sim como um subproduto, já que a partir dela pode-se produzir biogás através da digestão anaeróbia em reatores, e conseqüentemente bioenergia, além de outros bioprodutos como biomassa e enzimas, tornando esse tipo de tratamento uma ótima opção não só sob olhar ambiental, mas também econômico.

8. Referências

ABDULHADI, B. A.; KOT, P.; HASHIM, K.S.; SHAW, AI; KHADDAR R. Influence of current density and electrodes spacing on reactive red 120 dye removal from dyed water using electrocoagulation/electroflotation (EC/EF) process. **IOP Conference Series: Materials Science and Engineering**, v. 584, n. 1, 2019.

ACHARYA, B. K.; MOHANA, S.; MADAMWAR, D. Anaerobic treatment of distillery spent wash - A study on upflow anaerobic fixed film bioreactor. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 11, p. 4621–4626, 2008.

AĞBULUT, Ü.; SARIDEMIR, S. A general view to converting fossil fuels to cleaner energy source by adding nanoparticles. **International Journal of Ambient Energy**, v. 42, n. 13, p. 1569-1574, 2021.

AGORAMOORTHY, G.; HSU, M. J. Biogas plants ease ecological stress in India's remote villages. **Human Ecology**, v. 36, n. 3, p. 435–441, 2008.

AGUIAR, A. N. Vinhaça da cana aumenta emissão de gases do efeito estufa, Agência USP, 2011. Disponível em: <<http://www.inovacaotecnologica.com.br/noticias/noticia.php?artigo=vinhaca-cana-aumenta-emissao-gases-efeito-estufa&id=020175110504>> (acessado em: 23.11.21).

AHRING, B. K. Status on science and application of thermophilic anaerobic digestion. **Water Science and Technology**, v. 30, n. 12, p. 241, 1994.

AKARSUBASI, A. T.; INCE, O.; OZ, N.A.; KIRDAR, B.; INCE, B.K. Evaluation of performance, acetoclastic methanogenic activity and archaeal composition of full-scale UASB reactors treating alcohol distillery wastewaters. **Process Biochemistry**, v. 41, n. 1, p. 28–35, 2006.

ALI, A.; QUIST-JENSEN, C.A.; MACEDONIO, F.; DRIOLI, E. Optimization of module length for continuous direct contact membrane distillation process. **Chemical Engineering and Processing: Process Intensification**, v. 110, p. 188–200, 2016.

ALVARENGA, R. P.; QUEIROZ, T. R. Produção mais Limpa e Aspectos

Ambientais na Indústria Sucroalcooleira. **2 International Workshop Advances in cleaner production**, n. January 2015, p. 1–9, 2009.

AMARAL, M. C. S.; NETA, L.S.F.; SOUZA, M.; CERQUEIRA, N.; DE CARVALHO, R.B. Evaluation of operational parameters from a microfiltration system for indigo blue dye recovery from textile dye effluent. **Desalination and Water Treatment**, v. 52, n. 1–3, p. 257–266, 2014.

AMMAR, H. B.; BRAHIM, M.B.; ABDELHÉDI, R.; SAMET, Y. Green electrochemical process for metronidazole degradation at BDD anode in aqueous solutions via direct and indirect oxidation. **Separation and Purification Technology**, v. 157, p. 9–16, 2016.

Ana – Agência Nacional de Águas. Manual de Conservação e Reuso de Água na Agroindústria Sucoenergética. Agência Nacional de Águas; Federação das Indústrias do Estado de São Paulo; União da Indústria da Cana-de-açúcar Centro de Tecnologia Canavieira, Brasília-DF (2009)

ANDERSON, G. K.; KASAPGIL, B.; INCE, O. Comparison of porous and non-porous media in upflow anaerobic filters when treating dairy wastewater. **Water Research**, v. 28, n. 7, p. 1619–1624, 1994.

ANTUNES, F.A.F.; CHANDEL, A. K.; TERÁN-HLARES, R.; MILESSI, T. S.; TRAVALIA, B. M.; FERRARI, F. A.; SILVA, S. S. D. Biofuel production from sugarcane in Brazil. In: **Sugarcane biofuels**. Springer, Cham, p. 99-121, 2019

APARICIO, M. A.; EIROA, M. KENNES, C. VEIGA, M.C. Combined post-ozonation and biological treatment of recalcitrant wastewater from a resin-producing factory. **Journal of Hazardous Materials**, v. 143, n. 1–2, p. 285–290, 2007.

APOLLO, S.; ONYANGO, M. S.; OCHIENG, A. An integrated anaerobic digestion and UV photocatalytic treatment of distillery wastewater. **Journal of Hazardous Materials**, v. 261, p. 435–442, 2013.

APPELS, L.; BAEYENS, J.; DEGRÈVE, J.; DEWIL, R. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. **Progress in Energy and Combustion Science**, v. 34, n. 6, p. 755–781, 2008.

AQUINO, J. M.; RODRIGO, M.A.; ROCHA-FILHO, R.C.; SÁEZ, C.; CANIZARES, P. Influence of the supporting electrolyte on the electrolyses of dyes with conductive-diamond anodes. **Chemical Engineering Journal**, v. 184, p. 221–227, 2012.

ARAÚJO, D. M.; SÁEZ, C.; MARTÍNEZ-HUITLE, C.A.; CANIZARES, P.; RODRIGO, M.A. Influence of mediated processes on the removal of Rhodamine with conductive-diamond electrochemical oxidation. **Applied Catalysis B: Environmental**, v. 166–167, p. 454–459, 2015.

ARIAS, M. S. Álcool. Manual dos derivados da cana-de-açúcar: diversificação, matérias-primas, derivados do bagaço, derivados do melaço, outros derivados, resíduos, energia In: ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS INSTITUIÇÕES DE PESQUISA TECNOLÓGICA-ABIPTI. Brasília-DF Cap. 4.1 p 229-243. 1999

ARREOLA-VARGAS, J.; SNELL-CASTRO, R.; ROJO-LIERA, N.M.; GONZÁLEZ-ÁLVAREZ, V.; MÉNDEZ-ACOSTA, H.O. Effect of the organic loading rate on the performance and microbial populations during the anaerobic treatment of tequila vinasses in a pilot-scale packed bed reactor. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v. 93, n. 2, p. 591–599, 2018.

ARREOLA, A. R.; TIZAPA, M.S.; ZURITA, F.; MORÁN-LÁZARO, J.P.; VALDERRAMA, R.C.; RODRÍGUEZ-LÓPEZ, J.L.; CARREON-ALVAREZ, A. Treatment of tequila vinasse and elimination of phenol by coagulation–flocculation process coupled with heterogeneous photocatalysis using titanium dioxide nanoparticles. **Environmental Technology (United Kingdom)**, v. 41, n. 8, p. 1023–1033, 2020.

ASLAM, M.; AHMAD, R.; KIM, J. Recent developments in biofouling control in membrane bioreactors for domestic wastewater treatment. **Separation and Purification Technology**, v. 206, n. May, p. 297–315, 2018.

AWAN, A. T.; TSUKAMOTO, J.; TASIC, L. Orange waste as a biomass for 2G-ethanol production using low cost enzymes and co-culture fermentation. **RSC Advances**, v. 3, n. 47, p. 25071–25078, 2013.

AYECHE, R. Treatment by coagulation-flocculation of dairy wastewater with the

residual lime of national Algerian industrial gases company (NIGC-Annaba). **Energy Procedia**, v. 18, p. 147–156, 2012.

AYOUB, G. M.; HAMZEH, A.; SEMERJIAN, L. Post treatment of tannery wastewater using lime/bittern coagulation and activated carbon adsorption. **Desalination**, v. 273, n. 2–3, p. 359–365, 2011.

BALAGUER, M. D.; VICENT, M. T.; PARFS, J. M. A comparison of different support materials in anaerobic fluidized bed reactors for the treatment of vinasse. **Environmental Technology (United Kingdom)**, v. 18, n. 5, p. 539–544, 1997.

BARCA, C.; SORIC, A.; RANAVA, D.; GIUDICI-ORTICONI, M.T.; FERRASSE, J.H. Anaerobic biofilm reactors for dark fermentative hydrogen production from wastewater: A review. **Bioresource Technology**, v. 185, p. 386–398, 2015.

BARRERA, E. L.; SPANJERS, H.; DEWULF, J.; ROMERO, O.; ROSA, E. The sulfur chain in biogas production from sulfate-rich liquid substrates: A review on dynamic modeling with vinasse as model substrate. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v. 88, n. 8, p. 1405–1420, 2013.

BARROS, V. G. DE; DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. A. DE. Biomethane production from vinasse in upflow anaerobic sludge blanket reactors inoculated with granular sludge. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 47, n. 3, p. 628–639, 2016.

BARROS, L. B. M.; ANDRADE, L.H.; DREWES, J.E.; AMARAL, M.C.S. Investigation of electro dialysis configurations for vinasse desalting and potassium recovery. **Separation and Purification Technology**, v. 229, n. July, p. 115797, 2019.

BARROS, L. B. M.; BRASIL, Y.L.; SILVA, A.F.R.; ANDRADE, L.H.; AMARAL, M.C.S. Potassium recovery from vinasse by integrated electro dialysis – precipitation process: Effect of the electrolyte solutions. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 8, n. 5, p. 104238, 2020.

BAYRAMOGLU, G.; ARICA, M. Y. Biodegradation of methylene blue and carbaryl by *Trametes versicolor* laccase preparations in the presence of a

mediator compound. **Journal of Macromolecular Science, Part A: Pure and Applied Chemistry**, v. 56, n. 3, p. 277–285, 2019.

BECERRIL-ESTRADA, V.; ROBLES, I.; MARTÍNEZ-SÁNCHEZ, C.; GODÍNEZ, L.A. Study of TiO₂/Ti₄O₇ photo-anodes inserted in an activated carbon packed bed cathode: Towards the development of 3D-type photo-electro-Fenton reactors for water treatment. **Electrochimica Acta**, v. 340, 2020.

BELHADJ, S.; KAROUACH, F.; EL BAHI, H.; JOUTE, Y. The biogas production from mesophilic anaerobic digestion of vinasse. **IOSR Journal Of Environmental Science, Toxicology And Food Technology**, v. 5, n. 6, p. 72–77, 2013.

BELTRÁN-HEREDIA, J.; SÁNCHEZ-MARTÍN, J.; DÁVILA-ACEDO, M. A. Optimization of the synthesis of a new coagulant from a tannin extract. **Journal of Hazardous Materials**, v. 186, n. 2–3, p. 1704–1712, 2011.

BELTRÁN-HEREDIA, J.; SÁNCHEZ-MARTÍN, J.; GÓMEZ-MUÑOZ, M. C. New coagulant agents from tannin extracts: Preliminary optimisation studies. **Chemical Engineering Journal**, v. 162, n. 3, p. 1019–1025, 2010.

BELTRAN, F. J.; GARCIA-ARAYA, J. F.; ALVAREZ, P. M. Wine distillery wastewater degradation. 1. Oxidative treatment using ozone and its effect on the wastewater biodegradability. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 47, n. 9, p. 3911–3918, 1999.

BENITEZ, F. J.; BELTRAN-HEREDIA, J.; REAL, F.J.; ACERO, J.L. Wine vinasses treatments by ozone and an activated sludge system in continuous reactors. **Bioprocess Engineering**, v. 23, n. 2, p. 149–154, 2000.

BENITEZ, F. J.; REAL, F.J.; ACERO, J.L.; GARCIA, J.; SANCHEZ, M. Kinetics of the ozonation and aerobic biodegradation of wine vinasses in discontinuous and continuous processes. **Journal of Hazardous Materials**, v. 101, n. 2, p. 203–218, 2003.

BERNAL, A. P.; DOS SANTOS, I.F.S.; SILVA, A.P.M.; BARROS, R.M.; RIBEIRO, E.M. Vinasse biogas for energy generation in Brazil An assessment of economic feasibility, energy potential and avoided CO₂ emissions. **Journal of**

Cleaner Production, v. 151, p. 260–271, 2017.

BJÖRNSSON, L.; MATTIASSON, B.; HENRYSSON, T. Effects of support material on the pattern of volatile fatty acid accumulation at overload in anaerobic digestion of semi-solid waste. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 47, n. 6, p. 640–644, 1997.

BOGLER, A.; LIN, S.; BAR-ZEEV, E. Biofouling of membrane distillation, forward osmosis and pressure retarded osmosis: Principles, impacts and future directions. **Journal of Membrane Science**, v. 542, n. August, p. 378–398, 2017.

BOLZONELLA, D.; FATONE, F.; PAVAN, P.; CECCHI, F. Application of a membrane bioreactor for winery wastewater treatment. **Water Science and Technology**, v. 62, n. 12, p. 2754–2759, 2010.

BOTELHO, R. G.; TORNISIELO, V.L.; DE OLINDA, R.A.; MARANHO, L.A.; MACHADO-NETO, L. Acute toxicity of sugarcane vinasse to aquatic organisms before and after pH adjustment. **Toxicological and Environmental Chemistry**, v. 94, n. 10, p. 2035–2045, 2012.

BRILLAS, E.; MARTÍNEZ-HUITLE, C. A. Decontamination of wastewaters containing synthetic organic dyes by electrochemical methods. An updated review. **Applied Catalysis B: Environmental**, v. 166–167, p. 603–643, 2015.

BRITO, N. N.; MARINHO SILVA, V. B. Processo Oxidativo Avançado E Sua Aplicação Ambiental. **REEC - Revista Eletrônica de Engenharia Civil**, v. 3, n. 1, p. 36–47, 2012.

BROOMS, T.; APOLLO, S.; OTIENO, B.; ONYANGO, M.S.; KABUBA, J.; OCHIENG, A. Integrated anaerobic digestion and photodegradation of slaughterhouse wastewater: Energy analysis and degradation of aromatic compounds. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 22, n. 4, p. 1227–1236, 2020.

BUITRÓN, G.; KUMAR, G.; MARTINEZ-ARCE, A.; MORENO, G. Hydrogen and methane production via a two-stage processes (H₂-SBR + CH₄-UASB) using tequila vinasses. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 39, n. 33, p.

19249–19255, 2014.

BUSTILLO-LECOMPTE, C. F.; MEHRVAR, M. Slaughterhouse wastewater characteristics, treatment, and management in the meat processing industry: A review on trends and advances. **Journal of Environmental Management**, v. 161, p. 287–302, 2015.

CABRERA-DÍAZ, A.; PAREDA-REYES, I.; OLIVA-MERENCIO, D.; LEBRERO, R.; ZAIAT, M. Anaerobic Digestion of Sugarcane Vinasse Through a Methanogenic UASB Reactor Followed by a Packed Bed Reactor. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v. 183, n. 4, p. 1127–1145, 2017.

CAMARGO, J.; PEREIRA, N.; CABELLO, P.; TERAN, F. Viabilidade da aplicação do método respirométrico de Bartha para a análise da atividade microbiana de solos sob aplicação de vinhaça. **Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia**, v. 6, n. 2, 2009.

CAMPIONE, A.; GURRERI, L.; CIOFALO, M.; MICALE, G.; TAMBURINI, A.; CIPOLLINA, A. Electrodialysis for water desalination: A critical assessment of recent developments on process fundamentals, models and applications. **Desalination**, v. 434, n. October 2017, p. 121–160, 2018.

CAMPIONE, A. CIPOLLINA, A.; BOGLE, I.; DAVID, L.; GURRERI, L.; TAMBURINI, A.; TEDESCO, M. MICALE, G. A hierarchical model for novel schemes of electrodialysis desalination. **Desalination**, v. 465, n. July 2018, p. 79–93, 2019.

CARRÈRE, H.; DUMAS, C.; BATTIMELI, A.; BATSTONE, D.J.; DELGENÈS, J.P.; STEYER, J.P.; FERRER, I. Pretreatment methods to improve sludge anaerobic degradability: A review. **Journal of Hazardous Materials**, v. 183, n. 1–3, p. 1–15, 2010.

CARVALHO, L. C.; BUENO, R.C.O.F.; CARVALHO, M.M.; FAVORETO, A.L.; GODOY, A.F. Cana-de-açúcar e álcool combustível: histórico, sustentabilidade e segurança energética. **Enciclopédia Biosfera**, p. 530–542, 2013.

CARVALHO, T. C.; SILVA, C. L. D. A. Reduction of vinasse volume by the evaporation process. In: **Brazilian Congress of Mechanical Engineering. Anais**. 2011.

CASTILLO-MONROY, J.; GODÍNEZ, L.A.; ROBLES, I.; ESTRADA-VARGAS, A. **Study of a coupled adsorption/electro-oxidation process as a tertiary treatment for tequila industry wastewater**, 2020. (Nota técnica).

CASTRO, L. E. N.; SANTOS, J.V.F.; FAGNANI, K.C.; ALVES, H.J.; COLPINI, L.M.S. Evaluation of the effect of different treatment methods on sugarcane vinasse remediation. **Journal of Environmental Science and Health - Part B Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes**, v. 54, n. 9, p. 791–800, 2019.

CESAR, M. A. A.; DELGADO, A. A.; CAMARGO, A. D.; BISSOLI, B. M. A.; SILVA, F. D. Capacidade de fosfatos naturais e artificiais em elevar o teor de fósforo no caldo de cana -de -açúcar (cana-planta), visando o processo industrial. **STAB: Açúcar, Álcool e Subprodutos, Piracicaba**, v.6, p.32-38, 1987.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Norma Técnica P4.231. **Vinhaça – Critérios e procedimentos para aplicação no solo agrícola** (3ª edição) São Paulo , 2015 .

CHANG, I. S.; KIM, S. N. Wastewater treatment using membrane filtration - Effect of biosolids concentration on cake resistance. **Process Biochemistry**, v. 40, n. 3–4, p. 1307–1314, 2005.

CHARTERS, W. W. S. Developing markets for renewable energy technologies. **Renewable Energy**, v. 22, n. 1–3, p. 217–222, 2001.

CHERNICHARO, C. A. L. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: reatores anaeróbios. **Belo Horizonte: Departamento de**

Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, v. 5, p. 379, 2007.

CHOI, J. M.; LEE, C. Y. Bioelectrochemical enhancement of methane production in anaerobic digestion of food waste. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 44, n. 4, p. 2081–2090, 2019.

CHOWDHARY, P.; RAJ, A.; BHARAGAVA, R. N. Environmental pollution and health hazards from distillery wastewater and treatment approaches to combat the environmental threats: A review. **Chemosphere**, v. 194, p. 229–246, 2018.

CHRISTOFOLETTI, C. A.; ESCHER, J.P.; CORREIA, J.E.; MARINHO, J.F.U.; FONTANETTI, C.S. Sugarcane vinasse: Environmental implications of its use. **Waste Management**, v. 33, n. 12, p. 2752–2761, 2013.

CHU, L. B.; XING, X.H.; YU, A.F.; ZHOU, Y.N.; SUN, X.L.; JURCIK, B. Enhanced ozonation of simulated dyestuff wastewater by microbubbles. **Chemosphere**, v. 68, n. 10, p. 1854–1860, 2007.

CHUPPA-TOSTAIN, G.; TAN, M.; ADELARD, L.; SHUM-CHEONG-SING, A.; FRANÇOIS, J.M.; CARO, Y.; PETIT, T. Evaluation of filamentous fungi and yeasts for the biodegradation of sugarcane distillery wastewater. **Microorganisms**, v. 8, n. 10, p. 1–16, 2020.

CÓ JUNIOR, C.; MARQUES, M. O. ; TASSO JUNIOR, L. C. Sugarcane technological parameters affected by sewage sludge and vinasse added in soil for four consecutive years. **engenharia agrícola**, v. 28, n. 1, p. 196–203, 2008.

CONAB Companhia Nacional de Abastecimento. Acompanhamento da safra brasileira de cana-de-açúcar. Primeiro Levantamento-Safra 2017/18, 62p. <http://www.conab.gov.br>. Acessado em 13 de outubro de 2022, 2017.

CORTEZ, L. A .B.; SILVA, A.; LUCAS JUNIOR, J.; JORDAN, R. A.; CASTRO, L. R. Biodigestão de efluentes. **Biomassa para energia. Campinas: Editora da UNICAMP. cap**, v. 15, p. 493-529, 2007.

DA SILVA, M.A.; BARBOSA, G.H.; CODATO, C.B.; DE MATTOS, L.F.A.; BASTOS, R.G.; KIECKBUSCH, T.G. Heterotrophic growth of green microalgae

desmodesmus subspicatus in ethanol Distillation wastewater (Vinasse) and lipid extraction with supercritical CO₂. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v. 92, n. 3, p. 573–579, 2017.

DA SILVA, M. A. S.; GRIEBELER, N. P.; BORGES, L. C. Use of stillage and its impact on soil properties and groundwater. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, n. 1, p. 108–114, 2007.

DANG, Y.; HOLMES, D.E.; ZHAO, Z.; WOODARD, T.L.; ZHANG, Y.; SUN, D.; WANG, L.Y.; NEVIN, K.P.; LOVLEY, D.R. Enhancing anaerobic digestion of complex organic waste with carbon-based conductive materials. **Bioresource Technology**, v. 220, p. 516–522, 2016.

DAS, D.; VEZIROGLU, T. N. Advances in biological hydrogen production processes. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 33, n. 21, p. 6046–6057, 2008.

DAS, D.; VEZIROĞLU, T. N. Hydrogen production by biological processes: A survey of literature. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 26, n. 1, p. 13–28, 2001.

DE BARROS, R. P.; VIÉGAS, P.R.A.; DA SILVA, T.L.; DE SOUZA, R.M.; BARBOSA, L.; VIÉGAS, R.A.; BARRETO, M.C.V.; DE MELO, A.S. Alterações em atributos químicos de solo cultivado com cana-de-açúcar e adição de vinhaça. **Pesquisa Agropecuaria Tropical**, v. 40, n. 3, p. 341–346, 2010.

DE GOMES, M. T. DE M. S.; EÇA, K. S.; VIOTTO, L. A. Concentração da vinhaça por microfiltração seguida de nanofiltração com membranas. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, v. 46, n. 6, p. 633–638, 2011.

DE JESUS, G. C.; GASPAR BASTOS, R.; ALTENHOFEN DA SILVA, M. Production and characterization of alginate beads for growth of immobilized *Desmodesmus subspicatus* and its potential to remove potassium, carbon and nitrogen from sugarcane vinasse. **Biocatalysis and Agricultural Biotechnology**, v. 22, n. November, p. 101438, 2019.

DE LIMA, A. M.; DE SOUZA, R. R. Use of Sugar Cane Vinasse as Substrate for Biosurfactant Production Using *Bacillus subtilis* PC. **Chemical Engineering**, v.

37, n. February, 2014.

DE MATTOS, L. F. A.; BASTOS, R. G. COD and nitrogen removal from sugarcane vinasse by heterotrophic green algae *Desmodesmus* sp. **Desalination and Water Treatment**, v. 57, n. 20, p. 9465–9473, 2016.

DE MORAIS, J. L.; ZAMORA, P. P. Use of advanced oxidation processes to improve the biodegradability of mature landfill leachates. **Journal of Hazardous Materials**, v. 123, n. 1–3, p. 181–186, 2005.

DE OLIVEIRA, B. G.; CARVALHO, J.L.N.; CERRI, C.E.P.; CERRI, C.C.; FEIDL, B.J. Soil greenhouse gas fluxes from vinasse application in Brazilian sugarcane areas. **Geoderma**, v. 200–201, p. 77–84, 2013.

DEL GOBBO, L. M.; VILLEGAS, L. B.; COLIN, V. L. The potential application of an autochthonous fungus from the northwest of Argentina for treatment of sugarcane vinasse. **Journal of Hazardous Materials**, v. 365, n. June 2018, p. 820–826, 2019.

DEL NERY, V.; Alves, I.; DAMIANOVIC, M. H. R. Z.; PIRES, E. C. Hydraulic and organic rates applied to pilot scale UASB reactor for sugar cane vinasse degradation and biogas generation. *Biomass and bioenergy*, 119, 411-417. 2018.

DEMATTÊ, J. A. M.; GAMA, M. A. P., COOPER, M., ARAÚJO, J. C., NANNI, M. R.; FIORIO, P. R. Effect of fermentation residue on the spectral reflectance properties of soils. **Geoderma**, v. 120, n. 3-4, p. 187-200, 2004.

DEMIRBAS, E.; KOBYA, M. Operating cost and treatment of metalworking fluid wastewater by chemical coagulation and electrocoagulation processes. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 105, p. 79–90, 2017.

DERELI, R. K.; ERSAHIN, M.E.; OZGUN, H.; OZTURK, I.; JEISON, D.; VAN DER ZEE, F.; VAN LIER, J.B. Potentials of anaerobic membrane bioreactors to overcome treatment limitations induced by industrial wastewaters. **Bioresource Technology**, v. 122, p. 160–170, 2012.

DIAS, M. O. S.; MACIEL, R.; EDUARDO, P.; CAVALETT, O.; EDUARDO, C.;

ROSSEL, V.; BONOMI, A. Sugarcane processing for ethanol and sugar in Brazil. **Environmental Development**, v. 15, p. 35–51, 2015.

DÖLL, M. M. R.; FORESTI, E. Effect of the sodium bicarbonate in the treatment of vinasse in AnSBBR operated at 55 and 35°C. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 15, n. 3, p. 275–282, 2010.

DOS SANTOS, J. D.; DA SILVA A. L. L.; COSTA, J. C.; SCHEIDT, G. N.; NOVAK, A. C.; SYDNEY, E. B.; SOCCOL, C. R. Development of a vinasse nutritive solution for hydroponics. **Journal of environmental management**, v. 114, p. 8-12, 2013.

DOS SANTOS, T. M. C.; DOS SANTOS, M.A.L.; DOS SANTOS, C.G.; DOS SANTOS, V.R. PACHECO, D.S. Efeito da fertirrigação com vinhaça nos microrganismos do solo. **Revista Caatinga**, v. 22, n. 1, p. 155–160, 2009.

DOW, N.; GRAY, S.; DE LI, J.; ZHANG, J.; OSTARCEVIC, E.; LIBIUNAS, A.; AUDRA, A.; PAUL, ROESZLER, G.; GIBBS, A.; DUKE, M. Pilot trial of membrane distillation driven by low grade waste heat: Membrane fouling and energy assessment. **Desalination**, v. 391, p. 30–42, 2016.

DRIOLI, E.; ALI, A.; MACEDONIO, F. Membrane distillation: Recent developments and perspectives. **Desalination**, v. 356, p. 56–84, 2015.

DU, P.; LI, X.; YANG, Y.; SU, Z.; LI, H.; WANG, N.; GUO, T.; ZHANG, T.; ZHOU, Z. Optimized coagulation pretreatment alleviates ultrafiltration membrane fouling: The role of floc properties and slow-mixing speed on mechanisms of chitosan-assisted coagulation. **Journal of Environmental Sciences (China)**, v. 82, p. 82–92, 2019.

ELAZZOUI, M.; HABOUBI, K.; ELYOUBI, M. S. Electrocoagulation flocculation as a low-cost process for pollutants removal from urban wastewater. **Chemical Engineering Research and Design**, v. 117, p. 614–626, 2017.

ELMITWALLI, T. A.; VAN DUN, M.; BRUNIG, H.; ZEEMAN, G.; LETTINGA, G. The role of filter media in removing suspended and colloidal particles in an anaerobic reactor treating domestic sewage. **Bioresource Technology**, v. 72, n. 3, p. 235–242, 2000.

ERSU, C. B.; ONG, S. K. Treatment of wastewater containing phenol using a tubular ceramic membrane bioreactor. **Environmental Technology**, v. 29, n. 2, p. 225–234, 2008.

ESPAÑA-GAMBOA, E.; MIJANGOS-CORTES, J.; BARAHONA-PEREZ, L.; DOMINGUEZ-MALDONADO, J.; CANTO-CANCHE, B.; ALZATE-GAVIRIA, L. Vinasses: Characterization and treatments. **Waste Management and Research**, v. 29, n. 12, p. 1235–1250, 2011.

ESPAÑA-GAMBOA, E.; VICENT, T.; FONT, X.; DOMINGUEZ-MALDONADO, J.; CANTO-CANCHE, B.; ALZATE-GAVIRIA, L. Pretreatment of vinasse from the sugar refinery industry under non-sterile conditions by *Trametes versicolor* in a fluidized bed bioreactor and its effect when coupled to an UASB reactor. **Journal of Biological Engineering**, v. 11, n. 1, p. 1–11, 2017.

ESPAÑA-GAMBOA, E.; MIJANGOS-CORTÉS, J.; HERNÁNDEZ-ZÁRATE, G.; MALDONADO, J.A.D.; ALZATE-GAVIRIA, L. Methane production by treating vinasses from hydrous ethanol using a modified UASB reactor. **Biotechnology for Biofuels**, v. 5, p. 1–9, 2012.

ESTRADA-ARRIAGA, E. B.; REYNOSO-DELOYA, M.G.; GUILLÉN-GARCÉS, R.A.; FALCÓN-ROJAS, A.; GARCÍA-SÁNCHEZ, L. Enhanced methane production and organic matter removal from tequila vinasses by anaerobic digestion assisted via bioelectrochemical power-to-gas. **Bioresource Technology**, v. 320, n. October 2020, 2021.

ESTRADA-VÁZQUEZ, C.; HERNÁNDEZ-VERA, R.; MAGANA-PAZA, I.; HERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, A.; POGGI-VARALDO, H. M.; MEX, G. F. V. Biological post-treatment of anaerobically-treated black liquor spills from Kraft pulp-mill. In: **Proceedings of the 52nd INDUSTRIAL WASTE CONFERENCE May 5–7, 1997**. CRC Press, 2020. p. 493-503.

EYKELBOSH, A.J.; JOHNSON, M.S.; COUTO, E.G. Biochar decreases dissolved organic carbon but not nitrate leaching in relation to vinasse application in a Brazilian sugarcane soil. **Journal of Environmental Management**, v. 149, p. 9-16, 2015.

FAO - FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATION, 2019. Countries by commodity. https://www.fao.org/faostat/en/#rankings/countries_by_commodity ACESSADO EM: 10/02/2022

FANG, C.; MEGHARAJ, M.; NAIDU, R. Electrochemical Advanced Oxidation Processes (EAOP) to degrade per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs). **Journal of Advanced Oxidation Technologies**, v. 20, n. 2, 2017.

FERNANDES, B. S.; VIEIRA, J.P.F.; CONTESINI, F.J.; MANTELATTO, P.E.; ZAIAT, M.; PRADELLA, J.G.C. High value added lipids produced by microorganisms: a potential use of sugarcane vinasse. **Critical Reviews in Biotechnology**, v. 37, n. 8, p. 1048–1061, 2017.

FERNANDES, J. M. C.; SOUSA, R.M.O.F.; FRAGA, I.; SAMPAIO, A.; AMARAL, C.; BEZERRA, R.M.F.; DIAS, A.A. Fungal biodegradation and multi-level toxicity assessment of vinasse from distillation of winemaking by-products. **Chemosphere**, v. 238, p. 124572, 2020.

FERNÁNDEZ, D.; ROBLES, I.; RODRÍGUEZ-VALADEZ, F.J.; GODÍNEZ, L.A. Novel arrangement for an electro-Fenton reactor that does not require addition of iron, acid and a final neutralization stage. Towards the development of a cost-effective technology for the treatment of wastewater. **Chemosphere**, v. 199, p. 251–255, 2018.

FERNÁNDEZ, N.; FDZ-POLANCO, F.; MONTALVO, S.J.; TOLEDANO, D. Use of activated carbon and natural zeolite as support materials, in an anaerobic fluidised bed reactor, for vinasse treatment. **Water Science and Technology**, v. 44, n. 4, p. 1–6, 2001.

FERNÁNDEZ, N.; MONTALVO, S.; BORJA, R.; GUERRERO, L.; SA, E.; COLMENAREJO, M.F.; TRAVIESO, L.; RAPOSO, F. Performance evaluation of an anaerobic fluidized bed reactor with natural zeolite as support material when treating high-strength distillery wastewater. **Renewable Energy**, v. 33, p. 2458–2466, 2008.

FERREIRA-LEITAO, V.; GOTTSCHALK, L.M.F.; FERRARA, M.A.;

NEPOMUCENO, A.L.; MOLINARI, H.B.C.; BOM, E.P.S. Biomass residues in Brazil: Availability and potential uses. **Waste and Biomass Valorization**, v. 1, n. 1, p. 65–76, 2010.

FERREIRA, I. V. L.; DANIEL, L. A. Fotocatálise heterogênea com TiO₂ no tratamento de esgoto sanitário secundário. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 9, n. 4, p. 335–342, 2004.

FERREIRA, L. F.R.; AGUIAR, M.M.; POMPEU, G.B.; MESSIAS, T.M.; MONTEIRO, R.R. Selection of vinasse degrading microorganisms. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, v. 26, n. 9, p. 1613–1621, 2010.

FERREIRA, L. F. R. AGUIAR, M.M.; POMPEU, G.B.; MESSIAS, T.M.; QUEIJEIRO LOPEZ, A.M.; SILVA, D.P.; MONTEIRO, R.R. Evaluation of sugarcane vinasse treated with *Pleurotus sajor-caju* utilizing aquatic organisms as toxicological indicators. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 74, n. 1, p. 132–137, 2011.

LAGE FILHO, F. A. Ozone application in water sources: Effects of operational parameters and water quality variables on ozone residual profiles and decay rates. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 27, n. 4, p. 545–554, 2010.

FOLLER, P. C.; BOMBARD, R. T. Processes for the production of mixtures of caustic soda and hydrogen peroxide via the reduction of oxygen. **Journal of Applied Electrochemistry**, v. 25, n. 7, p. 613–627, 1995.

FREIRE, R. S.; PELEGRINI, R.; KUBOTA, L.T.; DURÁN, N.; PERALTA-ZAMORA, P. Novas tendências para o tratamento de resíduos industriais contendo espécies organocloradas. **Química Nova**, v. 23, n. 4, p. 504–511, 2000.

FREIRE, R. S.; KUNZ, A.; DURÁN, N. Some chemical and toxicological aspects about paper mill effluent treatment with ozone. **Environmental Technology (United Kingdom)**, v. 21, n. 6, p. 717–721, 2000.

FREIRE, W. J. CORTEZ, L. A. B. Vinhaça de cana-de-açúcar. **Guaíba: Agropecuária**, p. 203, 2000.

FUESS, L. T.; KIYUNA, L.S.M.; FERRAZ, A.D.N.; PERSINOTI, G.F.; SQUINA, F.M.; GARCIA, M. L.; ZAIAT, M. Thermophilic two-phase anaerobic digestion using an innovative fixed-bed reactor for enhanced organic matter removal and bioenergy recovery from sugarcane vinasse. **Applied Energy**, v. 189, p. 480–491, 2017.

FUESS, L. T.; GARCIA, M. L.; ZAIAT, M. Seasonal characterization of sugarcane vinasse: Assessing environmental impacts from fertirrigation and the bioenergy recovery potential through biodigestion. **Science of the Total Environment**, v. 634, p. 29–40, 2018.

FUKUMOTO, Y.; HAGA, K. **Advanced treatment of swine wastewater by electro dialysis with a tubular ion exchange membrane** *Animal Science Journal*, 2004.

GANZENKO, O.; HUGUENOT, D.; VAN HULLEBUSCH, E.D.; ESPOSITO, G.; OTURAN, M.A. Electrochemical advanced oxidation and biological processes for wastewater treatment: A review of the combined approaches. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, n. 14, p. 8493–8524, 2014.

GAO, D.; DU, L.; YANG, J.; WU, W.M.; LIANG, H. A critical review of the application of white rot fungus to environmental pollution control. **Critical Reviews in Biotechnology**, v. 30, n. 1, p. 70–77, 2010.

GAO, M.; SHE, Z.; JIN, C. Performance evaluation of a mesophilic (37 °C) upflow anaerobic sludge blanket reactor in treating distiller's grains wastewater. **Journal of Hazardous Materials**, v. 141, n. 3, p. 808–813, 2007.

GARCÍA-DEPRAECT, O.; DIAZ-CRUCES, V.F.; RENE, E.R.; LEON-BECERRIL, E. Changes in performance and bacterial communities in a continuous biohydrogen-producing reactor subjected to substrate- and pH-induced perturbations. **Bioresource Technology**, v. 295, n. September 2019, p. 122182, 2020a.

GARCÍA-DEPRAECT, O. MUNOZ, R.; VAN LIER, J.B.; DIAZ-CRUCES, V.F.; RENE, E.R.; LEON-BECERRIL, E. Three-stage process for tequila vinasse

valorization through sequential lactate, biohydrogen and methane production. **Bioresource Technology**, v. 307, n. March, p. 123160, 2020b.

GARCÍA-DEPRAECT, O.; DIAZ-CRUCES, V. F.; LEÓN-BECERRIL, E. Upgrading of anaerobic digestion of tequila vinasse by using an innovative two-stage system with dominant lactate-type fermentation in acidogenesis. **Fuel**, v. 280, n. March, p. 118606, 2020.

GARCIA-SEGURA, S.; EIBAND, M.M.S.G.; DE MELO, J.V.; MARTÍNEZ-HUITLE, C.A. Electrocoagulation and advanced electrocoagulation processes: A general review about the fundamentals, emerging applications and its association with other technologies. **Journal of Electroanalytical Chemistry**, v. 801, n. November 2016, p. 267–299, 2017.

GARG, A.; MISHRA, I. M.; CHAND, S. Thermochemical precipitation as a pretreatment step for the chemical oxygen demand and color removal from pulp and paper mill effluent. **Industrial and Engineering Chemistry Research**, v. 44, n. 7, p. 2016–2026, 2005.

GEORGIU, D. AIVAZIDIS, A.; HATIRAS, J.; GIMOUHOPOULOS, K. Treatment of cotton textile wastewater using lime and ferrous sulfate. **Water Research**, v. 37, n. 9, p. 2248–2250, 2003.

GEPPERT, F.; LIU, D.; VAN EERTEN-JANSEN, M.; WEIDNER, E.; BUISMAN, C.; TER HEIJNE, A. Bioelectrochemical Power-to-Gas: State of the Art and Future Perspectives. **Trends in Biotechnology**, v. 34, n. 11, p. 879–894, 2016.

GERARDI, M. H. **The microbiology of anaerobic digesters**. John Wiley & Sons, 2003.

GIACHINI, C. F.; FERRAZ, M. V. Benefícios da utilização de vinhaça em terras de plantio de cana-de-açúcar-revisão de literatura. **Revista Científica Eletrônica de Agronomia**, v. 3, p. 1-15, 2009.

GOGATE, P. R.; PANDIT, A. B. A review of imperative technologies for wastewater treatment I: Oxidation technologies at ambient conditions. **Advances in Environmental Research**, v. 8, n. 3–4, p. 501–551, 2004.

GRACE, J. R.; CHAOUKI, J.; PUGSLEY, T. **Fluidized bed reactor**. [s.l: s.n.].

GUERREIRO, L. F.; RODRIGUES, C.S.D.; DUDA, R.M.; DE OLIVEIRA, R.A.; BOAVENTURA, R.A.R.; MADEIRA, L.M. Treatment of sugarcane vinasse by combination of coagulation/flocculation and Fenton's oxidation. **Journal of Environmental Management**, v. 181, p. 237–248, 2016.

GUNTEN, U. VON. Ozonation of drinking water: Part I. Oxidation kinetics and product formation. **Water research**, v. 37, p. 1443–1467, 2003.

GUO, W.; NGO, H. H.; LI, J. A mini-review on membrane fouling. **Bioresource Technology**, v. 122, p. 27–34, 2012.

GUPTA, S. K.; GUPTA, S. K.; SINGH, G. Biodegradation of distillery spent wash in anaerobic hybrid reactor. **Water Research**, v. 41, n. 4, p. 721–730, 2007.

GUZMÁN-DUQUE, F. L.; PALMAS-GOYES, R.E.; GONZÁLEZ, I.; PENUELA, G.; TORRES-PALMA, R.A. Relationship between anode material, supporting electrolyte and current density during electrochemical degradation of organic compounds in water. **Journal of Hazardous Materials**, v. 278, p. 221–226, 2014.

HADAVIFAR, M.; YOUNESI, H.; ZINATIZADEH, A. Application of Ozone and Granular Activated Carbon for Distillery Effluent Treatment. **Water & Wastewater**, v. 21, n. 2, p. 10–18, 2010.

HARIRCHI, S.; ETEMADIFAR, Z.; YAZDIAN, F.; TAHERZADEH, M.J. Efficacy of polyextremophilic *Aeribacillus pallidus* on bioprocessing of beet vinasse derived from ethanol industries. **Bioresource Technology**, v. 313, n. May, p. 123662, 2020.

Hashim, K.S.; Shaw, A.; Al Khaddar, R.; Ortoneda Pedrola, M.; Phipps, D. Defluoridation of drinking water using a new flow column-electrocoagulation reactor (FCER) - Experimental, statistical, and economic approach. **Journal of Environmental Management**, v. 197, p. 80–88, 2017.

Hashim, K.S.; Al-Saati, N.H.; Alquzweeni, S.S.; Zubaidi, S.L.; Kot, P.; Kraid, L.

Decolourization of dye solutions by electrocoagulation: An investigation of the effect of operational parameters. **IOP Conference Series: Materials Science and Engineering**, v. 584, n. 1, 2019a.

HASHIM, K.S.; HUSSEIN, A.H.; ZUBAIDI, S.K.; KOT, P.; KRAIDI, L.; ALKHADDAR, R.; SHAW, A.; ALWASH, R. Effect of initial pH value on the removal of reactive black dye from water by electrocoagulation (EC) method. **Journal of Physics: Conference Series**, v. 1294, n. 7, 2019b.

HIGGINS, J.P.T.; GREEN, S. (Ed.). **Cochrane handbook for systematic reviews of interventions**. John Wiley & Sons, 2005.

HIRVONEN, A.; TUHKANEN, T.; KALLIOKOSKI, P. Treatment of TCE- and PCE- contaminated groundwater using UV/H₂O₂ and O₃/H₂O₂ oxidation processes. **Water Science and Technology**, v. 33, n. 6, p. 67–73, 1996.

HOARAU, J.; CARO, Y.; GRONDIN, I.; PETIT, T. Sugarcane vinasse processing: Toward a status shift from waste to valuable resource. A review. **Journal of Water Process Engineering**, v. 24, n. May, p. 11–25, 2018.

HULSHOFF POL, L. W.; LOPES, S.I.C.; LETTINGA, G.; LENS, P.N.L. Anaerobic sludge granulation. **Water Research**, v. 38, n. 6, p. 1376–1389, 2004.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATISTICA. LSPA - Levantamento Sistemático da Produção Agrícola. <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9201-levantamento-sistematico-da-producao-agricola.html?edicao=32116&t=resultados>. ACESSADO EM: 10/02/2022

ISRAILIDES, C.; PHILIPPOUSSIS, A. Bio-technologies of recycling agro-industrial wastes for the production of commercially important fungal polysaccharides and mushrooms. **Biotechnology and Genetic Engineering Reviews**, v. 20, n. 1, p. 247–260, 2003.

JADOSKI, C.J. TOPPA, E. V. B.; JULIANETTI, A.; HULSHOF, T.; ONO, E. O.; RODRIGUES, J. D. Fisiologia do desenvolvimento do estágio vegetativo da

cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum* L.). **Pesquisa Aplicada & Agrotecnologia**, Guarapuave, v.3, n.2, p. 169-175, 2011.

JANKE, L.; LEITE, A.F.; WEDWITSCHAKA, H.; SCHIMIDT, T.; NIKOLAUSZ, M.; STINNER, W. Biomethane production integrated to the brazilian sugarcane industry: the case study of são paulo state. **22nd European Biomass Conference and Exhibition**, n. June, p. 23–26, 2014.

JANKE, L.; LEITE, A.F.; NIKOLAUSZ, M.; SCHMIDT, T.; LIEBETRAU, J.; NELLES, M.; STINNER, W. Biogas Production from Sugarcane Waste: Assessment on Kinetic Challenges for Process Designing. **International journal of molecular sciences**, v. 16, n. 9, p. 20685–20703, 2015.

JEGATHEESAN, V.; PRAMANIK, B.K.; CHEN, J.; NAVARATNA, D.; CHANG, C.Y.; SHU, L. Treatment of textile wastewater with membrane bioreactor: A critical review. **Bioresource Technology**, v. 204, p. 202–212, 2016.

JHUNG, J. K.; CHOI, E. A comparative study of UASB and anaerobic fixed film reactors with development of sludge granulation. **Water Research**, v. 29, n. 1, p. 271–277, 1995.

JOHNSON, D. J.; SUWAILEH, W.A.; MOHAMMED, A.W.; HILAL, N. Osmotic's potential: An overview of draw solutes for forward osmosis. **Desalination**, v. 434, n. August 2017, p. 100–120, 2018.

JÚNIOR, A.D.N.F.; ETCHEBEHERE, C.; ZAIAT, M. High organic loading rate on thermophilic hydrogen production and metagenomic study at an anaerobic packed-bed reactor treating a residual liquid stream of a Brazilian biorefinery. **Bioresource Technology**, v. 186, p. 81-88, 2015.

JÚNIOR, A.D.N.F.; KOYAMA, M.H.; DE ARAUJO JUNIOR, M.M.; ZAIAT, M. Thermophilic anaerobic digestion of raw sugarcane vinasse. **Renewable Energy**, v. 89, p. 245–252, 2016.

KANIMOZHI, R.; VASUDEVAN, N. Effect of organic loading rate on the performance of aerobic SBR treating anaerobically digested distillery wastewater. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 16, n. 3, p. 467–476, 2014.

KAVANAGH, K. **Fungal Fermentation Systems and Products**. [s.l: s.n.].

KETHEESAN, B.; STUCKEY, D. C. Effects of hydraulic/organic shock/transient loads in anaerobic wastewater treatment: A review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 45, n. 24, p. 2693–2727, 2015.

KHAYET, M. Membranes and theoretical modeling of membrane distillation: A review. **Advances in Colloid and Interface Science**, v. 164, n. 1–2, p. 56–88, 2011.

KIM, J. O.; JUNG, J. T. Performance of membrane-coupled organic acid fermentor for the resources recovery from municipal sewage sludge. **Water Science and Technology**, v. 55, n. 10, p. 245–252, 2007.

KIM, K. Y.; YANG, W.; LOGAN, B. E. Regenerable Nickel-Functionalized Activated Carbon Cathodes Enhanced by Metal Adsorption to Improve Hydrogen Production in Microbial Electrolysis Cells. **Environmental Science and Technology**, v. 52, n. 12, p. 7131–7137, 2018.

KIWI, J.; PULGARIN, C.; PERINGER, P. Effect of Fenton and photo-Fenton reactions on the degradation and biodegradability of 2 and 4-nitrophenols in water treatment. **Applied Catalysis B, Environmental**, v. 3, n. 4, p. 335–350, 1994.

KONGJAN, P.; O-THONG, S.; ANGELIDAKI, I. Performance and microbial community analysis of two-stage process with extreme thermophilic hydrogen and thermophilic methane production from hydrolysate in UASB reactors. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 5, p. 4028–4035, 2011.

LAIME, E.M.; FERNANDES, P. D.; OLIVEIRA, D. C. S.; FREIRE, E. A. Possibilidades tecnológicas para a destinação da vinhaça. **Revista Trópica: Ciências Agrárias e Biológicas**, v. 5, n. 3, 2011.

LATIF, M. A.; Ghufraan, R.; WAHID, Z.A.; AHMAD, A. Integrated application of upflow anaerobic sludge blanket reactor for the treatment of wastewaters. **Water Research**, v. 45, n. 16, p. 4683–4699, 2011.

LAWSON, K. W.; LLOYD, D. R. Membrane distillation. **Journal of Membrane**

Science, v. 124, n. 1, p. 1–25, 1997.

LEBRON, Y. A. R.; MOREIRA, V.R.; FURTADO, T.P.B.; DA SILVA, S.C.; LANGE, L.C.; AMARAL, M.C.S. Vinasse treatment using hybrid tannin-based Coagulation-Microfiltration-Nanofiltration processes: Potential energy recovery, technical and economic feasibility assessment. **Separation and Purification Technology**, v. 248, n. May, p. 117152, 2020.

LI, X.; ZHAO, D.; YANG, X.; WANG, S. Unity maximum transient energy growth of heat-driven acoustic oscillations. **Energy Conversion and Management**, v. 116, p. 1–10, 2016.

LIBERATI, A.; ALTMAN, D.G.; TETZLAFF, J.; MULROW, C.; GOTZSCHE, P.C.; IOANNIDIS, J.P.A.; CLARKE, M.; DEVEREAUX, P.J.; KLEIJNEN, J.; MOHER, D. **The PRISMA statement for reporting systematic reviews and meta-analyses of studies that evaluate health care interventions: explanation and elaboration.** [s.l: s.n.]. v. 62

LIN, H.; CHEN, J.; WANG, F.; DING, L.; HONG, H. Feasibility evaluation of submerged anaerobic membrane bioreactor for municipal secondary wastewater treatment. **Desalination**, v. 280, n. 1–3, p. 120–126, 2011.

LIN, H.; PENG, W.; ZHANG, M.; CHEN, J.; HONG, H.; ZHANG, Y. A review on anaerobic membrane bioreactors: Applications, membrane fouling and future perspectives. **Desalination**, v. 314, p. 169–188, 2013.

LINDNER, J.; ZIELONKA, S.; OECHSNER, H.; LEMMER, A. Is the continuous two-stage anaerobic digestion process well suited for all substrates? **Bioresource Technology**, v. 200, p. 470–476, 2016.

LIU, I.C.; WHANG, L.M.; REN, W.J.; LIN, P.Y. The effect of pH on the production of biohydrogen by clostridia: Thermodynamic and metabolic considerations. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 36, n. 1, p. 439–449, 2011.

LIU, J.; ZHANG, L.; ZHANG, P.; ZHOU, Y. Quorum quenching altered microbial diversity and activity of anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) and enhanced methane generation. **Bioresource Technology**, v. 315, n. June, p.

123862, 2020.

LIU, M.; ZHU, H.; DONG, B.; ZHENG, Y.; YU, S.; GAO, C. Submerged nanofiltration of biologically treated molasses fermentation wastewater for the removal of melanoidins. **Chemical Engineering Journal**, v. 223, p. 388–394, 2013.

LIU, Q.; XU, G. R. Graphene oxide (GO) as functional material in tailoring polyamide thin film composite (PA-TFC) reverse osmosis (RO) membranes. **Desalination**, v. 394, p. 162–175, 2016.

LOHRASBI, M.; POURBAFRANI, M.; NIKLASSON, C.; TAHRZADEH, M.J. Process design and economic analysis of a citrus waste biorefinery with biofuels and limonene as products. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 19, p. 7382–7388, 2010.

LÓPEZ, I.; BORZACCONI, L. Modelling of an EGSB treating sugarcane vinasse using first-order variable kinetics. **Water Science and Technology**, v. 64, n. 10, p. 2080–2088, 2011.

LU, D.; JIA, B.; XU, S.; WANG, P.; SONG, D.; LIN, R.; SUN, Y.; MA, J. Role of pre-coagulation in ultralow pressure membrane system for *Microcystis aeruginosa*-laden water treatment: Membrane fouling potential and mechanism. **Science of the Total Environment**, v. 710, p. 136340, 2020.

LUCAS, M. S.; PERES, J.A.; LAN, B.Y.; LI PUMA, G. Ozonation kinetics of winery wastewater in a pilot-scale bubble column reactor. **Water Research**, v. 43, n. 6, p. 1523–1532, 2009.

LUTOSŁAWSKI, K.; CIBIS, E.; KRZYWONOS, M. The effect of temperature on the efficiency of aerobic biodegradation of sugar beet distillery stillage: Removal of pollution load and biogens. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 34, n. 4, p. 985–996, 2017.

MAAZ, M.; YASIN, M.; ASLAM, M.; KUMAR, G.; ATABANI, A.E.; IDREES, M.; ANJUM, F.; JAMIL, F.; AHMAD, R.; KHAN, A.L.; LESAGE G.; HERAN, M.; KIM, J. Anaerobic membrane bioreactors for wastewater treatment: Novel configurations, fouling control and energy considerations. **Bioresource**

Technology, v. 283, n. December 2018, p. 358–372, 2019.

MADAENI, S. S.; ZERESHKI, S. Energy consumption for sugar manufacturing. Part I: Evaporation versus reverse osmosis. **Energy Conversion and Management**, v. 51, n. 6, p. 1270–1276, 2010.

MAGALHÃES, N.C.; SILVA, A.F.R.; CUNHA, P.V.M.; DREWES, J.E.; AMARAL, M.C.S. Role of nanofiltration or reverse osmosis integrated to ultrafiltration-anaerobic membrane bioreactor treating vinasse for the conservation of water and nutrients in the ethanol industry. **Journal of Water Process Engineering**, v. 36, n. April, p. 101338, 2020.

MAGAREY, J. M. Elements of a systematic review. **International Journal of Nursing Practice**, v. 7, n. 6, p. 376–382, 2001.

MANISANKAR, P.; RANI, C.; VISWANATHAN, S. Effect of halides in the electrochemical treatment of distillery effluent. **Chemosphere**, v. 57, n. 8, p. 961–966, 2004.

MANOCHIO C., ANDRADE B.R., RODRIGUEZ R.P., MORAES B.S. Ethanol from biomass: a comparative overview. *Renew Sust Energ Rev* 80:743–755, 2017.

MAPA - MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. SAPCANA - Sistema de acompanhamento da produção canavieira. http://www.sindicucar.com.br/wp-content/uploads/2021/11/Acompanhamentodaproducao-C-Sul_N-

MARAFON, A.C.; SALOMON, K.R.; AMORIM, E.L.C.; PEITER, F.S. **Use of sugarcane vinasse to biogas, bioenergy, and biofertilizer production**. Elsevier Inc., 2019.

MARCATO, A.C.C.; SOUZA, C.P.; PAIVA, A.B.; EISMANN, C.E.; NAVARRO F.F.; CAMARGO, A.F.M; MENEGARIO, A.A.; FONTANETTI, C.S. Hybrid treatment system for remediation of sugarcane vinasse. **Science of the Total Environment**, v. 659, p. 115–121, 2019.

MARÍN, F. R.; SOLER-RIVAS, C.; BENEVENTE-GARCÍA, O.; OBDULIO, C.;

CASTILLO, J.; PÉREZ-ALVAREZ, J. A. By-products from different citrus processes as a source of customized functional fibres. **Food Chemistry**, v. 100, n. 2, p. 736–741, 2007.

NE_01112021_SF21-22-MAPA-1.pdf. ACESSADO EM: 10/02/2022

MARQUES, M. O.; MARQUES, T. A.; TASSO JÚNIOR, L. C. **Tecnologia do açúcar**: produção e industrialização da cana-de-açúcar. Jaboticabal: FUNEP, p. 166, 2001.

MARTÍNEZ-HUITLE, C. A.; BRILLAS, E. Decontamination of wastewaters containing synthetic organic dyes by electrochemical methods: A general review. **Applied Catalysis B: Environmental**, v. 87, n. 3–4, p. 105–145, 2009.

MARTÍNEZ, M. E.; SÁNCHEZ, S.; JIMÉNEZ, J. M.; EL YOUSFI, F.; MUNOZ, L. Nitrogen and phosphorus removal from urban wastewater by the microalga *Scenedesmus obliquus*. **Bioresource Technology**, v. 73, n. 3, p. 263–272, 2000.

MASTEN, S. J. .; DAVIES, S. H. R. The use of ozonation to degrade organic contaminants in wastewaters. v. 28, n. 4, 1994.

MAULE, R. F.; MAZZA, J. A.; MARTHA JR., G. B. Produtividade agrícola de cultivares de cana-de-açúcar em diferentes solos e épocas de colheita. **Scientia Agricola, Piracicaba**, v. 58, n. 2, p.295-301, 2001.

MCCUTCHEON, J. R.; ELIMELECH, M. Influence of concentrative and dilutive internal concentration polarization on flux behavior in forward osmosis. **Journal of Membrane Science**, v. 284, n. 1–2, p. 237–247, 2006.

MECHA, A. C.; ONYANGO, M. S.; OCHIENG, A.; MOMBA, M. N. B. Impact of ozonation in removing organic micro-pollutants in primary and secondary municipal wastewater: Effect of process parameters. **Water Science and Technology**, v. 74, n. 3, p. 756–765, 2016.

MÉNDEZ-ACOSTA, H. O.; SNELL-CASTRO, R.; ALCARAZ-GONZÁLEZ, V.; GONZÁLEZ,ÁLVAREZ, V.; PELAYO-ORTIZ, C. Anaerobic treatment of Tequila vinasses in a CSTR-type digester. **Biodegradation**, v. 21, n. 3, p. 357–363,

2010.

MENG, F.; CHAE, S. R.; DREWS, A.; KRAUME, M.; SHIN, H. S.; YANG, F. Recent advances in membrane bioreactors (MBRs): Membrane fouling and membrane material. **Water Research**, v. 43, n. 6, p. 1489–1512, 2009.

MEYER, J.; REIN, P.; TURNER, P.; MATHIAS, K. Good management practices manual for the cane sugar industry (final). **PGBI Sugar and Bio Energy, Johannesburg, South Africa**, 2011.

MIRANDA, J. R.; JOHNSTON, G. C. **História da cana-de-açúcar**. Komedi, 2008.

MOHAMMADI, T.; RAZMI, A.; SADRZADEH, M. Effect of operating parameters on Pb²⁺ separation from wastewater using electrodialysis. **Desalination**, v. 167, n. 1–3, p. 379–385, 2004.

MOHANA, S.; ACHARYA, B. K.; MADAMWAR, D. Distillery spent wash: Treatment technologies and potential applications. **Journal of Hazardous Materials**, v. 163, n. 1, p. 12–25, 2009.

MORAES, B. S.; JUNQUEIRA, T. L.; PAVANELLO, L. G.; CAVALETT, O.; MANTELATTO, P. E.; BONOMI, A.; ZAYAT, M. Anaerobic digestion of vinasse from sugarcane biorefineries in Brazil from energy, environmental, and economic perspectives: Profit or expense? **Applied Energy**, v. 113, p. 825–835, 2014.

MORAES, B. S.; ZAIAT, M.; BONOMI, A. Anaerobic digestion of vinasse from sugarcane ethanol production in Brazil: Challenges and perspectives. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 44, p. 888–903, 2015.

MOREIRA, F. C.; BOAVENTURA, R. A. R.; BRILLAS, E.; VILAR, V. J. P. Electrochemical advanced oxidation processes: A review on their application to synthetic and real wastewaters. **Applied Catalysis B: Environmental**, v. 202, p. 217–261, 2017.

MOREIRA, M. M. R. Análise prospectiva do padrão de expansão do setor sucroenergético brasileiro: uma aplicação de modelos probabilísticos com

dados georeferenciados. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo , 2008.

MOTA, V. T.; SANTOS, F. S.; AMARAL, M. C. S. Two-stage anaerobic membrane bioreactor for the treatment of sugarcane vinasse: Assessment on biological activity and filtration performance. **Bioresource Technology**, v. 146, p. 494–503, 2013.

MOUSSET, E.; OTURAN, N.; VAN HULLEBUSCH, E. D.; GUIBAUD, G.; ESPOSITO, G.; OTURAN, M. A. Treatment of synthetic soil washing solutions containing phenanthrene and cyclodextrin by electro-oxidation. Influence of anode materials on toxicity removal and biodegradability enhancement. **Applied Catalysis B: Environmental**, v. 160–161, n. 1, p. 666–675, 2014.

MULROW, C. D.; COOK, D. J.; F. DAVIDOFF. Systematic reviews: Critical links in the great chain of evidence. **Annals of Internal Medicine**, v. 126, n. 5, p. 389–390, 1997.

MUSA, M. A.; IDRUS, S.; MAN, H. C.; DAUD, N. N. N. Wastewater treatment and biogas recovery using anaerobic membrane bioreactors (AnMBRs): Strategies and achievements. **Energies**, v. 11, n. 7, 2018.

NOGUEIRA, C. E. C.; DE SOUZA, S. N. M.; MICUANSKI, V. C.; AZEVEDO, R. L. Exploring possibilities of energy insertion from vinasse biogas in the energy matrix of Paraná State, Brazil. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 48, p. 300–305, 2015.

NOGUEIRA, R. F. P.; JARDIM, W. F. A fotocatalise heterogênea e sua aplicação ambiental. **Química Nova**, v. 21, n. 1, p. 69–72, 1998.

NOGUEIRA, R. F. P.; ALBERICI, R. M.; JARDIM, W. F. Heterogenous photocatalysis: an emerging technology for remediation of VOC contaminated environments. **Ciênc. cult.(São Paulo)**, p. 14-24, 1997.

OCHIAI, T.; IIZUKA, Y.; NAKATA, K.; MURAKAMI, T.; TRYK, D. A.; FUJISHIMA, A.; KOIDE, Y.; MORITO, Y. Efficient electrochemical decomposition of perfluorocarboxylic acids by the use of a boron-doped diamond electrode. **Diamond and Related Materials**, v. 20, n. 2, p. 64–67,

2011.

ODUM, E.P. Fundamentos de ecologia. 6.ed. **Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian**, p. 927 (Ex. 1), 2001.

OLIVEIRA, H. T.; CÁCERES, O. Resultados preliminares sobre o uso do vinhoto como meio de cultura para 8 espécies de microalgas de água doce. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 1, p. 601-610, 1986.

OLGUÍN, E. J.; DORANTES, E.; CASTILLO, O. S.; HERNÁNDEZ-LANDA, V. J. Anaerobic digestates from vinasse promote growth and lipid enrichment in *Neochloris oleoabundans* cultures. **Journal of Applied Phycology**, v. 27, n. 5, p. 1813–1822, 2015.

OLLER, I.; MALATO, S.; SÁNCHEZ-PÉREZ, J. A. Combination of Advanced Oxidation Processes and biological treatments for wastewater decontamination- A review. **Science of the Total Environment**, v. 409, n. 20, p. 4141–4166, 2011.

OTIENO, B.; APOLLO, S.; KABUBA, J.; NAIDOO, B.; SIMATE, G.; OCHIENG, A. Ozonolysis pre-treatment of waste activated sludge for solubilization and biodegradability enhancement. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 7, n. 2, p. 1–8, 2019a.

OTIENO, B.; APOLLO, S.; NAIDOO, B.; OCHIENG, A. Modeling ozonation pretreatment parameters of distillery wastewater for improved biodegradability. **Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering**, v. 54, n. 11, p. 1066–1074, 2019b.

OTIENO, B.; APOLLO, S. Energy recovery from biomethanation of vinasse and its potential application in ozonation post-treatment for removal of biorecalcitrant organic compounds. **Journal of Water Process Engineering**, v. 39, n. July 2020, p. 101723, 2021.

OTIENO, B.; OCHIENG, A. Green economy in the wastewater treatment sector: Jobs, awareness, barriers, and opportunities in selected local governments in South Africa. **Journal of Energy in Southern Africa**, v. 29, n. 1, p. 50–58,

2018.

OTURAN, M. A. Ecologically effective water treatment technique using electrochemically generated hydroxyl radicals for in situ destruction of organic pollutants: Application to herbicide 2,4-D. **Journal of Applied Electrochemistry**, v. 30, n. 4, p. 475–482, 2000.

OTURAN, M. A.; BRILLAS, E. Electrochemical Advanced Oxidation Processes (EAOPs) for Environmental Applications. **Portugaliae Electrochimica Acta**, v. 25, n. 1, p. 1–18, 2007.

ÖZACAR, M.; ŞENGİL, I. A. Effectiveness of tannins obtained from valonia as a coagulant aid for dewatering of sludge. **Water Research**, v. 34, n. 4, p. 1407–1412, 2000.

ÖZACAR, M.; ŞENGİL, I. A. Evaluation of tannin biopolymer as a coagulant aid for coagulation of colloidal particles. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, v. 229, n. 1–3, p. 85–96, 2003.

PARK, J.; LEE, B.; TIAN, D.; JUN, H. Bioelectrochemical enhancement of methane production from highly concentrated food waste in a combined anaerobic digester and microbial electrolysis cell. **Bioresource Technology**, v. 247, n. June 2017, p. 226–233, 2018.

PARK, H. D.; CHANG, I. S.; LEE, K. J. Principles of membrane bioreactors for wastewater treatment. CRC Press, 2015.

PARK, J. G.; LEE, B.; PARK, H. R.; JUN, H. Long-term evaluation of methane production in a bio-electrochemical anaerobic digestion reactor according to the organic loading rate. **Bioresource Technology**, v. 273, n. November 2018, p. 478–486, 2019.

PARSAEE, M.; KIANI DEH KIANI, M.; KARIMI, K. A review of biogas production from sugarcane vinasse. **Biomass and Bioenergy**, v. 122, n. December 2018, p. 117–125, 2019.

PASSARIN, A. L.; RODRIGUEIRO, E. L.; ROBAINA, C. R. P.; MEDINA, C. C. Caracterização de agregados em um Latossolo Vermelho distroférico típico

submetido a diferentes doses de vinhaça. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 6, p. 1255–1260, 2007.

PEDRO-ESCHER, J.; CHRISTOFOLETTI, C. A.; ANSOAR-RODRÍGUEZ, Y.; FONTANETTI, C. S. Sugarcane Vinasse, a Residue of Ethanol Industry: Toxic, Cytotoxic and Genotoxic Potential Using the *Allium cepa* Test. **Journal of Environmental Protection**, v. 07, n. 05, p. 602–612, 2016.

PEITER, F.S. Análise comparativa de tecnologias de concentração: design de biorrefinarias recuperação de recursos da vinhaça. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 160 f. 2018.

PEITER, F. S.; HANKINS, N. P.; PIRES, E. C. Evaluation of concentration technologies in the design of biorefineries for the recovery of resources from vinasse. **Water Research**, v. 157, p. 483–497, 2019.

PEREZ, M.; ROMERO, L. I.; SALES, D. Anaerobic thermophilic digestion of cutting oil wastewater: Effect of co-substrate. **Biochemical Engineering Journal** **29**, v. 29, p. 250–257, 2006.

PÉREZ TERESA, Z.; GUNTHER, G.; FERNANDO, H. Chemical oxygen demand reduction in coffee wastewater through chemical flocculation and advanced oxidation processes. **Journal of Environmental Sciences**, v. 19, p. 300–305, 2007.

PETTA, L.; DE GISI, S.; CASELLA, P.; FARINA, R.; NOTARNICOLA, M. Evaluation of the treatability of a winery distillery (vinasse) wastewater by UASB, anoxic-aerobic UF-MBR and chemical precipitation/adsorption. **Journal of Environmental Management**, v. 201, p. 177–189, 2017.

PICANÇO, A. P.; VALLERO, M. V. G.; GIANOTTI, E. P.; ZAIAT, M.; BLUNDI, C. E. Influence of porosity and composition of supports on the methanogenic biofilm characteristics developed in a fixed bed anaerobic reactor. **Water Science and Technology**, v. 44, n. 4, p. 197–204, 2001.

PINA, E. A.; PALACIOS-BERECHE, R.; CHAVEZ-RODRIGUEZ, M. F.; ENSINAS, A. V.; MODESTO, M.; NEBRA, S. A. Reduction of process steam

demand and water-usage through heat integration in sugar and ethanol production from sugarcane – Evaluation of different plant configurations. **Energy**, v. 138, p. 1263–1280, 2017.

POBLETE, R.; CORTES, E.; SALIHOGLU, G.; SALIHOGLU, N. K. Ultrasound and heterogeneous photocatalysis for the treatment of vinasse from pisco production. **Ultrasonics Sonochemistry**, v. 61, n. October 2019, p. 104825, 2020.

POH, P. E.; CHONG, M. F. Development of anaerobic digestion methods for palm oil mill effluent (POME) treatment. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 1, p. 1–9, 2009.

POINTING, S. B. Feasibility of bioremediation by white-rot fungi. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 57, n. 1–2, p. 20–33, 2001.

POURBAFRANI, M.; FORGÁCS, G.; HORVATH, I. S.; NIKLASSON, C.; TAHERZADEH, M. J. Production of biofuels, limonene and pectin from citrus wastes. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 11, p. 4246–4250, 2010.

PRAZERES, A. R.; LELIS, J.; ALVES-FERREIRA, J.; CAVALHO, F. Treatment of vinasse from sugarcane ethanol industry: H₂SO₄, NaOH and Ca(OH)₂ precipitations, FeCl₃ coagulation-flocculation and atmospheric CO₂ carbonation. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 7, n. 4, p. 103203, 2019.

PROQUE, A. L. Externalidades do setor sucroalcooleiro: inserção de centrais cogeneradoras a bagaço de cana. **Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade**, v. 6, n. 3, p. 446–468, 2014.

PUPO NOGUEIRA, R. F.; TROVÓ, A. G.; DA SILVA, M. R. A.; VILLA, R. D.; DE OLIVEIRA, M. C. Fundamentals and environmental applications of Fenton and photo-Fenton processes. **Quimica Nova**, v. 30, n. 2, p. 400–408, 2007.

PUPO NOGUEIRA, R. F.; GUIMARÃES, J. R. Photodegradation of dichloroacetic acid and 2,4-dichlorophenol by ferrioxalate/H₂O₂ system. **Water Research**, v. 34, n. 3, p. 895–901, 2000.

RABELO, S.C.; DA COSTA, A.C.; ROSSEL, C.E.V. Industrial waste recovery. In: **Sugarcane**. Academic Press, 2015. p. 365-381.

RAIZEN. **Raízen | Agenda ESG | Economia Circular**. Disponível em: <<https://www.raizen.com.br/agenda-esg/economia-circular>>. Acesso em: 7 dez. 2021.

RAMOS, L. R.; SILVA, E. L. Thermophilic hydrogen and methane production from sugarcane stillage in two-stage anaerobic fluidized bed reactors. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 45, n. 8, p. 5239–5251, 2020.

RAO, P. V.; BARAL, S. S.; DEY, R.; MUTNURI, S. Biogas generation potential by anaerobic digestion for sustainable energy development in India. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 14, n. 7, p. 2086–2094, 2010.

REHMAN, M. S. U.; AHMAD, N.; SARWAR, M.; HUSSAIN, W. Pretreatment of Complex Industrial Wastewater By Ozonation. **Journal of Water and Environment Technology**, v. 4, n. 1, p. 51–59, 2006.

REIS, C. E. R.; HU, B. Vinasse from sugarcane ethanol production: Better treatment or better utilization? **Frontiers in Energy Research**, v. 5, n. APR, 2017.

RITTMANN, B. E. Opportunities for renewable bioenergy using microorganisms. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 100, n. 2, p. 203–212, 2008.

RIVAS, F. J.; BELTRÁN, F.; CARVALHO, F.; ACEDO, B.; GIMENO, O. Stabilized leachates: Sequential coagulation-flocculation + chemical oxidation process. **Journal of Hazardous Materials**, v. 116, n. 1–2, p. 95–102, 2004.

ROBERTIELLO, A. Upgrading of agricultural and agro-industrial wastes: The treatment of distillery effluents (vinasses) in Italy. **Agricultural Wastes**, v. 4, n. 5, p. 387–395, 1982.

ROBLES-GONZÁLEZ, V.; POGGI-VARALDO, H. M.; GALÍNDEZ-MAYER, J.; RUIZ-ORDAZ, N. Combined Treatment of Mezcal Vinasses by Ozonation and Activated Sludge. **Water Environment Research**, v. 90, n. 11, p. 1985–1996, 2017.

ROBLES, I.; BECERRA, E.; BARRIOS, J. A.; MAYA, C.; JIMÉNEZ, B.; RODRÍGUEZ-VALADEZ, F. J.; RIVERA, F.; GARCÍA-ESPINOZA, J. D.; GODÍNEZ, L. A. Inactivation of helminth eggs in an electro-Fenton reactor: Towards full electrochemical disinfection of human waste using activated carbon. **Chemosphere**, v. 250, p. 1–10, 2020.

RODRIGUES, A. H. Três patamares tecnológicos na produção de ETANOL: a Usina do Proálcool, a Usina atual e a Usina do futuro. 2008.

RODRIGUES, C. S. D; NETO, A. R.; DUDA, R. M.; DE OLIVEIRA, R. A.; BOAVENTURA, R. A. R.; MADEIRA, L. M. Combination of chemical coagulation, photo-Fenton oxidation and biodegradation for the treatment of vinasse from sugar cane ethanol distillery. **Journal of Cleaner Production**, v. 142, p. 3634–3644, 2017.

ROEVER, L. Compreendendo os estudos de revisão sistemática. **Rev. Soc. Bras. Clín. Méd**, v. 15, n. 2, p. 127–130, 2017.

ROSHANI, A.; SHAIGAN, J.; BABAEE, A. Anaerobic digestion and methane production from poultry waste. **Journal of Environmental Studies**, v. 38, n. 62, p. 83-8, 2012.

ROSSETTO, A. J. Utilização agrônômica dos subprodutos e resíduos da indústria açucareira e alcooleira. In: Paranhos, S.B. (ed.). Cana-de-açúcar: cultivo e utilização. Campinas: Fundação Cargill, v.2, p.435-504. 1987.

RULLI, M. M.; VILLEGAS, L. B.; COLIN, V. L. Treatment of sugarcane vinasse using an autochthonous fungus from the northwest of Argentina and its potential application in fertigation practices. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 8, n. 5, p. 104371, 2020.

SADH, P. K.; DUHAN, S.; DUHAN, J. S. Agro - industrial wastes and their utilization using solid state fermentation: a review. **Bioresources and Bioprocessing**, v. 5, n. 1, p. 1–15, 2018.

SAFARZADEH-AMIRI, A.; BOLTON, J. R.; CATER, S. R. Ferrioxalate-mediated photodegradation of organic pollutants in contaminated water. **Water Research**, v. 31, n. 4, p. 787–798, 1997.

SALOMON, K.R. Avaliação técnico-econômica e ambiental da utilização do biogás proveniente da biodigestão da vinhaça em tecnologias para geração de eletricidade. **Universidade Federal de Itajubá, Minas Gerais**, 2007.

SAMPAIO, R. F.; MANCINI, M. C. ESTUDOS DE REVISÃO SISTEMÁTICA: UM GUIA PARA SÍNTESE CRITERIOSA DA EVIDÊNCIA CIENTÍFICA. **Revista Brasileira de Fisioterapia**, v. 11, n. 1, p. 83–89, 2007.

SÁNCHEZ-GALVÁN, G.; TORRES-QUINTANILLA, E.; SAYAGO, J.; OLGUÍN, E. J. Color removal from anaerobically digested sugar cane stillage by biomass from invasive macrophytes. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 226, n. 4, 2015.

SÁNCHEZ-GALVÁN, G.; BOLAÑOS-SANTIAGO, Y. Phytofiltration of anaerobically digested sugarcane ethanol stillage using a macrophyte with high potential for biofuel production. **International Journal of Phytoremediation**, v. 20, n. 8, p. 805–812, 2018.

SANGAVE, P. C.; GOGATE, P. R.; PANDIT, A. B. Combination of ozonation with conventional aerobic oxidation for distillery wastewater treatment. **Chemosphere**, v. 68, n. 1, p. 32–41, 2007.

SANTANA, V. S.; MACHADO, N. R. C. F. Photocatalytic degradation of the vinasse under solar radiation. **Catalysis Today**, v. 133–135, n. 1–4, p. 606–610, 2008.

SANTOS, A.; JUDD, S. The commercial status of membrane bioreactors for municipal wastewater. **Separation Science and Technology**, v. 45, n. 7, p. 850–857, 2010.

SANTOS, D. C.; SILVA, L.; ALBUQUERQUE, A.; SIMÕES, R.; GOMES, A. C. Biodegradability enhancement and detoxification of cork processing wastewater molecular size fractions by ozone. **Bioresource Technology**, v. 147, p. 143–151, 2013.

SANTOS, F. S.; RICCI, B. C.; FRANÇA NETA, L. S.; AMARAL, M. C. S. Sugarcane vinasse treatment by two-stage anaerobic membrane bioreactor: Effect of hydraulic retention time on changes in efficiency, biogas production and membrane fouling. **Bioresource Technology**, v. 245, n. August, p. 342–

350, 2017.

SANTOS, T. É. S.; SILVA, R. S.; CARLES JARA, C.; EGUILUZ, K. I. B.; SALAZAR-BANDA, G. R. The influence of the synthesis method of Ti/RuO₂ electrodes on their stability and catalytic activity for electrochemical oxidation of the pesticide carbaryl. **Materials Chemistry and Physics**, v. 148, n. 1–2, p. 39–47, 2014.

SATYAWALI, Y.; BALAKRISHNAN, M. Wastewater treatment in molasses-based alcohol distilleries for COD and color removal: A review. **Journal of Environmental Management**, v. 86, n. 3, p. 481–497, 2008.

SCOTT, J. P.; OLLIS, D. F. Integration of chemical and biological oxidation processes for water treatment: Review and recommendations. **Environmental Progress**, v. 14, n. 2, p. 88–103, 1995.

SETAREH, P.; KHEZRI, S. M.; HOSSAINI, H.; PIRSAHEB, M. Coupling effect of ozone/ultrasound with coagulation for improving NOM and turbidity removal from surface water. **Journal of Water Process Engineering**, v. 37, n. May, p. 101340, 2020.

Shon, H.K.; Phuntsho, S.; Chaudhary, D.S.; Vigneswaran, S.; Cho, J. Nanofiltration for water and wastewater treatment—a mini review. *Drinking Water Engineering and Science*, 6(1), 47-53. 2013.

SILVA, A. F. R.; MAGALHÃES, N. C.; CUNHA, P. V. M.; AMARAL, M. C. S.; KOCH, K. Influence of COD/SO₄²⁻ ratio on vinasse treatment performance by two-stage anaerobic membrane bioreactor. **Journal of Environmental Management**, v. 259, n. December 2019, 2020.

SILVA, A. F. R.; BRASIL, Y. L.; KOCH, K.; AMARAL, M. C. S. Resource recovery from sugarcane vinasse by anaerobic digestion – A review. **Journal of Environmental Management**, v. 295, n. April, p. 113137, 2021.

SILVA, M. A.; CARLIN S. D.; CAMPANA M. P.; LANDELL, M. D. A.; PERECIN, D.; VANCONCELOS, A. C. M. Brotação da cana-de-açúcar em condições de casa de vegetação. **STAB: Açúcar Álcool e Subprodutos**, v. 22, p. 28-31, 2003.

SILVA, S. C. DA; MORAVIA, M. C. S. A.; COUTO, C. F. Combined Process of Ultrafiltration and Nanofiltration for Vinasse Treatment With and Without Pre-Coagulation. **Journal of Water Process Engineering**, v. 36, n. May, p. 101326, 2020.

SINGH, S. P.; PRERNA, P. Review of recent advances in anaerobic packed-bed biogas reactors. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 13, n. 6–7, p. 1569–1575, 2009.

SIRÉS, I.; BRILLAS, E.; OTURAN, M. A.; RODRIGO, M. A.; PANIZZA, M. Electrochemical advanced oxidation processes: Today and tomorrow. A review. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, n. 14, p. 8336–8367, 2014.

SPINKS, J. W.; WOODS, R.J. An introduction to radiation chemistry. 1990.

SOKKANATHAN, G.; SHARMILA, V. G.; KALIAPPAN, S.; BANU, J.; RAJESH, Y.; ICK TAE, R.; RANI, R. U. Combinative treatment of phenol-rich retting-pond wastewater by a hybrid upflow anaerobic sludge blanket reactor and solar photofenton process. **Journal of Environmental Management**, v. 206, p. 999–1006, 2018.

SOPAJ, F.; RODRIGO, M. A.; OTURAN, N.; PODVORICA, F. I.; PINSON, J.; OTURAN, M. A. Influence of the anode materials on the electrochemical oxidation efficiency. Application to oxidative degradation of the pharmaceutical amoxicillin. **Chemical Engineering Journal**, v. 262, p. 286–294, 2015.

SOUZA, R. P.; GIRARDI, F.; SANTANA, V. S.; FERNANDES-MACHADO, N. R. C. GIMENES, M. L. **Vinasse treatment using a vegetable-tannin coagulant and photocatalysis**, 2013. (Nota técnica).

SOUZA, S. J. O.; LOBO, T. M.; SABINO, A. L. O.; OLIVEIRA, S. B.; COSTA, O. S. Decomposição dos Antirretrovirais Lamivudina e Zidovudina pelo Processo Fotofenton Assistido no Efluente de Indústria Farmoquímica. **Revista Processos Químicos**, v. 4, n. 7, p. 59–67, 2010.

SOWMEYAN, R.; SWAMINATHAN, G. Effluent treatment process in molasses-based distillery industries: A review. **Journal of Hazardous Material**, v. 152, p.

453–462, 2008.

STETER, J. R.; BRILLAS, E.; SIRÉS, I. On the selection of the anode material for the electrochemical removal of methylparaben from different aqueous media. **Electrochimica Acta**, v. 222, p. 1464–1474, 2016.

STEYER, J.-P.; BUFFIÈRE, P.; ROLLAND, D.; MOLETTA, R. Advanced Control of Anaerobic Digestion Processes Through Disturbances Monitoring. **Water Research**, v. 33, n. 9, p. 2059–2068, 1999.

STRATHMANN, Heiner. Assessment of electrodialysis water desalination process costs. In: **Proceedings of the International Conference on Desalination Costing, Limassol, Cyprus**. 2004. p. 32-54.

SUN, Y.; PIGNATELLO, J. J. Organic Intermediates in the Degradation of 2,4-Dichlorophenoxyacetic acid by Fe^{3+} / H_2O_2 and Fe^{3+} / $\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$. **J. Agric. Food Chem.**, v. 41, p. 1139–1142, 1993.

SURI, R. P. S.; LIU, J.; HAND, D. W.; CRITTENDEN, J. C.; PERRAM, D. L.; MULLINS, M. E. Heterogeneous photocatalytic oxidation of hazardous organic contaminants in water. **Water Environment Research**, v. 65, n. 5, p. 665–673, 1993.

SYAICHURROZI, I. Review – Biogas Technology to Treat Bioethanol Vinasse. **Waste Technology**, v. 4, n. 1, p. 16–23, 2016.

SYAICHURROZI, I.; SARTO. S.; SEDIAWAN, W. B.; HIDAYAT, M. Mechanistic model of electrocoagulation process for treating vinasse waste: Effect of initial pH. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 8, n. 3, 2020a.

SYAICHURROZI, I. SARTO. S.; SEDIAWAN, W. B.; HIDAYAT, M. Mechanistic models of electrocoagulation kinetics of pollutant removal in vinasse waste: Effect of voltage. **Journal of Water Process Engineering**, v. 36, n. October 2019, p. 101312, 2020b.

SZYMANSKI, M. S. E.; BALBINOT, R.; SCHIRMER, W. N. Anaerobic digestion of vinasse: Energetic application of biogas and acquisition of credits of carbon - A case. **Semina: Ciencias Agrarias**, v. 31, n. 4, p. 901–912, 2010.

TAK, B. Y.; TAK, B. S.; KIM, Y. J.; PARK, Y. J.; YOON, Y. H.; MIN, G. H. Optimization of color and COD removal from livestock wastewater by electrocoagulation process: Application of Box-Behnken design (BBD). **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, v. 28, p. 307–315, 2015.

TAKASHINA, T. A.; LEIFELD, V.; ZELINSKI, D. W.; MAFRA, M. R.; IGARASHI-MAFRA, L. Application of Response Surface Methodology for Coffee Effluent Treatment by Ozone and Combined Ozone/UV. **Ozone: Science and Engineering**, v. 40, n. 4, p. 293–304, 2018.

TANG, J.; JIA, H.; MU, S.; GAO, F.; QIN, Q.; WANG, J. Characterizing synergistic effect of coagulant aid and membrane fouling during coagulation-ultrafiltration via in-situ Raman spectroscopy and electrochemical impedance spectroscopy. **Water Research**, v. 172, p. 115477, 2020.

TAO, Y.; GAO, D. W.; FU, Y.; WU, W. M.; REN, N. Q. Impact of reactor configuration on anammox process start-up: MBR versus SBR. **Bioresource Technology**, v. 104, p. 73–80, 2012.

TEJERA, N. A.; RODÉS, R.; ORTEGA, E.; CAMPOS, R.; LLUCH, C. Comparative analysis of physiological characteristics and yield components in sugarcane cultivars. **Field Crops Research**, v. 102, n. 1, p. 64–72, 2007.

TIBURTIUS, E. R. L.; PERALTA-ZAMORA, P.; LEAL, E. S. Contaminação de águas por BTXs e processos utilizados na remediação de sítios contaminados. **Química Nova**, v. 27, n. 3, p. 441–446, 2004.

TOLEDO-CERVANTES, A.; GUEVARA-SANTOS, N.; ARREOLA-VARGAS, J.; SNELL-CASTRO, R.; MÉNDEZ-ACOSTA, H. O. Performance and microbial dynamics in packed-bed reactors during the long-term two-stage anaerobic treatment of tequila vinasses. **Biochemical Engineering Journal**, v. 138, p. 12–20, 2018.

TORQUATO, L. D. M.; PACHIEGA, R.; CRESPI, M. S.; NESPECA, M. G.; DE OLIVEIRA, J. E.; MAINTINGUER, S. I. Potential of biohydrogen production from effluents of citrus processing industry using anaerobic bacteria from sewage sludge. **Waste Management**, v. 59, p. 181–193, 2017.

TUIN, B. J. W.; BOS, A. A. C. M. Ozone treatment and biodegradation of industrial wastewater containing thioethers. **Water Science and Technology**, v. 49, n. 4, p. 279–285, 2004.

TURKER, M.; DERELI, R. K. Long term performance of a pilot scale anaerobic membrane bioreactor treating beet molasses based industrial wastewater. **Journal of Environmental Management**, v. 278, n. P1, p. 111403, 2021.

ÚNICA - UNIÃO DA INDÚSTRIA DA CANA DE AÇÚCAR, 2020. Bioeletricidade pode ajudar a salvar o Brasil da falta de energia. <https://unica.com.br/noticias/bioeletricidade-pode-ajudar-a-salvar-o-brasil-da-falta-de-energia/>. ACESSADO EM: 10/02/2022

VAN DEN BURG, B. Extremophiles as a source for novel enzymes. **Current opinion in microbiology**, v. 6, n. 3, p. 213-218, 2003.

VAN LIER, J. B. High-rate anaerobic wastewater treatment: Diversifying from end-of-the-pipe treatment to resource-oriented conversion techniques. **Water Science and Technology**, v. 57, n. 8, p. 1137–1148, 2008.

VELÁSQUEZ-RIAÑO, M.; LOMBANA-SÁNCHEZ, N.; VILLA-RESTREPO, A. F.; FERNÁNDEZ-CALLE, E. P. Cellulose production by *Gluconacetobacter kakaiceti* GM5 in two batch process using vinasse as culture media. **Water Science and Technology**, v. 68, n. 5, p. 1079–1084, 2013.

VELÁSQUEZ-RIAÑO, M.; CARVAJAR-ARIAS, C. E.; ROJAS-PRIETO, N. L.; AUSECHA-GARCÍA, S. A.; VERA-DÍAZ, M. A.; MENESES-SÁNCHEZ, J. S.; VILLA-RESTREPO, A. F. Evaluation of a mixed simultaneous vinasse degradation treatment using *Komagataeibacter kakaiceti* GM5 and *Trametes versicolor* DSM 3086. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 164, n. 131, p. 425–433, 2018.

VIANNA, V. B.; TORRES, A. R. Degradação de corantes ácidos por processos oxidativos avançados usando um reator com disco rotatório de baixa velocidade. v. 31, n. 6, p. 1353–1358, 2008.

VILAR, D. S.; CARVALHO, G. O.; PUPO, M. M. S.; AGUIAR, M. M.; TORRES, N. H.; AMÉRICO, J. H. P.; CAVALCANTI, E. B.; EGUILUZ, K. I. B.; SALAZAR-

BANDA, G. R.; LEITE, M. S.; FERREIRA, L. F. R. Vinasse degradation using *Pleurotus sajor-caju* in a combined biological – Electrochemical oxidation treatment. **Separation and Purification Technology**, v. 192, n. October 2017, p. 287–296, 2018.

VINODGOPAL, K.; PELLER, J.; MAKOGON, O.; KAMAT, P. V. Ultrasonic mineralization of a reactive textile azo dye, Remazol black B. **Water Research**, v. 32, n. 12, p. 3646–3650, 1998.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Editora UFMG, 1996.

VLYSSIDES, A. G.; BARAMPOUTI, E. M.; MAI, S.; STAMATOGLU, A.; TSIMAS, E. Alternative biological systems for the treatment of vinasse from wine. **Water Science and Technology**, v. 62, n. 12, p. 2899–2904, 2010.

VLYSSIDES, A. G.; ISRAILIDES, C. J.; LOIZIDOU, M.; KARVOUNI, G.; MOURAFETI, V. Electrochemical treatment of vinasse from beet molasses. **Water Science and Technology**, v. 36, n. 2–3, p. 271–278, 1997.

WALISZEWSKI, K. N.; ROMERO, A.; PARDIO, V. T. Use of cane condensed molasses solubles in feeding broilers. **Animal Feed Science and Technology**, v. 67, n. 2–3, p. 253–258, 1997.

WALTER, A.; ROSILLO-CALLE, F.; DOLZAN, P.; PIACENTE, E.; DA CUNHA, K. B. Perspectives on fuel ethanol consumption and trade. **Biomass and Bioenergy**, v. 32, n. 8, p. 730–748, 2008.

WANG, L.; HE, Z.; GUO, Z.; SANGEETHA, T.; YANG, C.; GAO, L.; WANG, A.; LIU, W. Microbial community development on different cathode metals in a bioelectrolysis enhanced methane production system. **Journal of Power Sources**, v. 444, n. June, p. 227306, 2019.

WIDMER, W.; ZHOU, W.; GROHMANN, K. Pretreatment effects on orange processing waste for making ethanol by simultaneous saccharification and fermentation. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 14, p. 5242–5249, 2010.

WILKIE, A. C.; RIEDESEL, K. J.; OWENS, J. M. Stillage characterization and

anaerobic treatment of ethanol stillage from conventional and cellulosic feedstocks. **Biomass and Bioenergy**, v. 19, n. 2, p. 63–102, 2000.

WILKINS, M. R.; WIDMER, W. W.; GROHMANN, K. Simultaneous saccharification and fermentation of citrus peel waste by *Saccharomyces cerevisiae* to produce ethanol. **Process Biochemistry**, v. 42, n. 12, p. 1614–1619, 2007.

WU, W.; LIU, A.; WU, K.; ZHAO, L.; BAI, X.; LI, K.-Z.; MUHAMMAD AQEEL, A.; CHEN, L. The physiological and biochemical mechanism of nitrate-nitrogen removal by water hyacinth from agriculture eutrophic wastewater. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 59, 2016.

YADVIKA; SANTOSH; SREEKRISHNAN, T. R.; KOHLI, S.; RANA, V. Enhancement of biogas production from solid substrates using different techniques - A review. **Bioresource Technology**, v. 95, n. 1, p. 1–10, 2004.

YANG, Y.; TADA, C.; MIAH, Md S.; TSUKAHARA, K.; YAGISHITA, T.; SAWAYAMA, S. Influence of bed materials on methanogenic characteristics and immobilized microbes in anaerobic digester. **Materials Science and Engineering C**, v. 24, n. 3, p. 413–419, 2004.

YAVUZ, Y. EC and EF processes for the treatment of alcohol distillery wastewater. **Separation and Purification Technology**, v. 53, n. 1, p. 135–140, 2007.

ZACHAROF, M. P. Grape Winery Waste as Feedstock for Bioconversions: Applying the Biorefinery Concept. **Waste and Biomass Valorization**, v. 8, n. 4, p. 1011–1025, 2017.

ZAKARIA, B. S.; DHAR, B. R. Progress towards catalyzing electro-methanogenesis in anaerobic digestion process: Fundamentals, process optimization, design and scale-up considerations. **Bioresource Technology**, v. 289, n. July, p. 121738, 2019.

ZÁRATE-GUZMÁN, A. I.; MANRPIQUEZ-ROCHA, J.; ANTANO-LÓPES, R.; RODRÍGUEZ-VALADEZ, F. J.; GODÍNEZ, L. A. Study of the Electrical Properties of a Packed Carbon Bed for Its Potential Application as a 3D-Cathode in Electrochemical Processes. **Journal of The Electrochemical Society**, v. 165, n. 10, p. E460–E465, 2018.

ZHANG, G.; LI, X.; WU, S.; GU, P. Effect of source water quality on arsenic (V) removal from drinking water by coagulation/microfiltration. **Environmental Earth Sciences**, v. 66, n. 4, p. 1269–1277, 2012.

ZHANG, S.; QU, Y.; LIU, Y.; YANG, F.; ZHANG, X.; FURUKAWA, K.; YAMADA, Y. Experimental study of domestic sewage treatment with a metal membrane bioreactor. **Desalination**, v. 177, n. 1–3, p. 83–93, 2005.

ZHANG, Y.; ANGELIDAKI, I. Microbial electrolysis cells turning to be versatile technology: Recent advances and future challenges. **Water Research**, v. 56, p. 11–25, 2014.

ZHANG, Z.; SONG, Y.; ZHENG, S.; ZHEN, G.; LU, X.; TAKURO, K.; XU, K.; BAKONYI, P. Electro-conversion of carbon dioxide (CO₂) to low-carbon methane by bioelectromethanogenesis process in microbial electrolysis cells: The current status and future perspective. **Bioresource Technology**, v. 279, n. December 2018, p. 339–349, 2019.

ZIOLLI, R. L.; JARDIM, W. F. Mecanismo de fotodegradação de compostos orgânicos catalisada por TiO₂. **Quimica Nova**, v. 21, n. 3, p. 319–325, 1998.